

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Obor: Biologie



Jakub Žák

**Metody studia preference habitatů a mikrohabitatů
sladkovodních ryb v regionu střední Evropy**

Methods of study habitats and microhabitats preferences of freshwater fishes of
Central Europe

Bakalářská práce

Školitel: RNDr. Miroslav Švátora, CSc.

Praha 2014

Poděkování:

Rád bych poděkoval zejména svému školiteli RNDr. Miroslavu Švátorovi, CSc. za jeho trpělivost a vstřícnost. Dále bych chtěl vyjádřit velký dík své rodině za velkou podporu v mém studiu. Velký dík patří i mé přítelkyni Michaelle za trpělivost a psychickou podporu.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně pouze s využitím citované literatury a souhlasím s jejím zveřejněním. Tato práce, ani její podstatná část, nebyla využita jako závěrečná práce k získání jiného nebo obdobného druhu vysokoškolské kvalifikace.

V Praze dne 15. 5. 2014

Jakub Žák

Abstrakt

Malé vodní toky jsou běžným druhem habitatu střední Evropy a jedná se o poměrně nestabilní prostředí s překotně se měnícími podmínkami. Habitaty můžeme zkoumat na třech úrovních a těmi jsou makrohabitat, mesohabitat a mikrohabitat. Habitatové preference ryb upoutaly pozornost již Antonína Friče, který se na makrohabitatovém měřítku pokusil popsat měnící se gradient rybích společenstev od pramene k ústí toku. Habitatové preference zkoumáme z hlediska prostorového (substrát, hloubka, úkryt), časového (sezona, den/noc), biotického (vnitrodruhové a mezidruhové interakce, predace) a abiotického (rozpuštěné látky ve vodě, rychlost proudu ad.). Pro získávání dat je nezbytně nutné zvolit vhodné místo a správnou strategii sledování společenstev (elektrolov, telemetrie, videosnímání). Měří se pokud možno všechny parametry, jež mohou mít na zkoumané společenstvo vliv ve vztahu k habitatovým preferencím. K vyhodnocování získaných dat se využívá mnohorozměrných statistických metod (např. PCA, RDA, CCA, CA). V současnosti dochází k rychlému vývoji této oblasti zejména kvůli silícímu tlaku na mapování vlivu člověka na prostředí.

Cílem této bakalářské práce je prezentovat vlastnosti prostředí, ovlivňující habitatovou preferenci ryb, přinést aktuální přehled v metodice zjišťování habitatové preference ryb v malých vodních tocích střední Evropy a doporučit nejvhodnější metody získávání a zpracování dat v této oblasti.

Klíčová slova: metody, habitaty, mikrohabitaty, sladkovodní ryby, střední Evropa

Abstract

Small streams are a common habitat in Central Europe with unstable, rapidly-changing conditions. We can examine habitats on three different scales: microhabitat, mesohabitat and macrohabitat. Habitat preferences were among the fields of interest of Antonín Frič as he tried to describe the changing gradient of fish assemblages from source to the river's mouth on the macrohabitat scale. Habitat preferences are examined from a spatial point of view (substrate, depth, shelter), temporal point of view (season, day/night), biotic point of view (interspecies and intraspecies competition) and abiotic point of view (dissolved chemicals, velocity). For obtaining data of good quality, it is necessary to choose the right location and select the optimal strategy of examining fish assemblages (e.g. electrofishing, radiotelemetry, cameras). All variables which can affect habitat preferences in fish are measured. Multivariate statistical methods (e.g. PCA, RDA, CCA, CA) are used for evaluation of obtained datasets. Currently, we live in a fast developing period of this scientific area because of the need of evaluation of the human impact on freshwater biotope.

The aim of this bachelor thesis is to introduce variables which influence habitat preferences of fish, to propose a modern review of methods commonly used to obtain information about habitat preferences of fish in Central Europe and to recommend the most suitable of those methods.

Key words: methods, habitats, microhabitats, freshwater fish, Central Europe

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Faktory ovlivňující habitatovou preferenci ryb.....	2
2.1. Teplota a chemismus vody	3
2.2. Substrát	3
2.3. Rychlost proudu.....	4
2.4. Hloubka	4
2.5. Denní a sezónní habitatové preference	4
2.6. Kompetice o habitat.....	5
2.6.1 Vnitrodruhové vztahy	6
2.6.2 Mezidruhové vztahy	6
Predace	6
2.7. Úkryty	7
3. Výběr reprezentativních částí toku	8
4. Techniky sledování společenstev ryb.....	9
4.1. Lov elektrickým agregátem	9
4.1.1. Metoda náhodného bodového vzorkování (PASE)	10
4.1.2. Absolutní odlov sledované části toku (Multiple-pass electrofishing)	11
4.2. Vizuální sledování ryb.....	11
4.3. Radio-telemetrické sledování	12
4.4. Jiné využívané metody	13
5. Zpracování vzorků ryb	14
5.1. Rozdělení ryb do věkových skupin	14
5.1.1. Nepřímé metody určení věku ryb	15
5.1.2. Přímé metody určení věku ryb	15
6. Postupy měření parametrů habitatu	16
6.1. Metoda determinovaného bodového vzorkování (Transect method)	16

6.2. Metoda Wolmanovy sítě.....	17
7. Měřené parametry habitatu	18
7.1. Hloubka	18
7.2. Substrát	19
7.3. Rychlost proudu.....	20
7.4. Klasifikace úkrytů	21
7.5. Vzdálenost od břehu	22
7.6. Vzdálenost od ústí toku	22
7.7. Spád toku a svažítost břehu	23
7.8. Další sledované parametry	23
8. Vyhodnocování získaných dat.....	24
8.1. Zjištění abundance a biomasy	24
8.2. Index diverzity.....	24
8.3. Index elektivity (Electivity index).....	24
8.4. Evropský fishindex - European Fish Index (EFI).....	25
8.5. Statistické zpracování.....	25
8.5.1. Příprava a transformace získaných dat	25
8.5.2. Používané statistické testy	26
PCA – analýza hlavních komponent (Principal component analysis).....	26
CA – korespondenční analýza (Cluster analysis).....	27
CCA – kanonická korespondenční analýza (Canonical correspond. analysis)	27
RDA – redundanční analýza (Redundancy analysis)	27
GLM – Zobecněné lineární modely (Generalized linear models).....	27
9. Závěr.....	29
10. Seznam citované literatury:	31

1. Úvod

Malé vodní toky jsou běžným vodním ekosystémem temperátního klimatického pásu. Jedná se o poměrně nestabilní prostředí, ve kterém se průtok mění během okamžiku, s odlišným charakterem společenstev horních toků oproti dolním úsekům toků (Vannote et al. 1980; Pekárik et al. 2011). Z důvodů nestability prostředí se zde nedá hovořit o kompetitivním vyloučení druhů jako o stěžejním faktoru určující tato společenstva, a větší roli zde sehrává extinkce a rekolonizace (Schlosser 1982), což vyhovuje často menším druhům ryb s kratší generační dobou a nižší plodností (Townsend and Hildrew 1994; Blanck et al. 2007).

Každý živočich vyhledává vhodný habitat, kde nalézá vhodnou potravu, úkryt nebo prostředí pro reprodukci. V širším slova smyslu se o rozčlenění typických skupin ryb v podélném gradientu toku pokusil Frič (1872) vytvořením rybích pásem. Jedním z prvních, kdo na našem území zkoumal konkrétně habitatové preference, byl např. Dyk (1958). K tomu, abychom lépe porozuměli rybím společenstvům a jejich vztahům k prostředí malých vodních toků, je nezbytně nutné přesně definovat, prozkoumat a měřit charakteristiky habitatu, jež ovlivňují selektivitu druhů ryb k určitým habitatům (Gorman and Karr 1978).

Většina studií zkoumajících habitatovou preferenci evropských sladkovodních ryb pochází ze západní Evropy. Nicméně tyto vodní toky jsou v rámci evropského měřítka osídleny jen malým počtem druhů, a proto se v současnosti zájem pomalu obrací k pontokaspické části evropského regionu, kam spadá evropsky jedno z nejdůležitějších a druhově nejbohatších povodí a to povodí Dunaje (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a; Pekárik et al. 2012).

Vztah organismu a prostředí může být zkoumán na třech úrovních - na úrovni makrohabitatu, mesohabitatu a mikrohabitatu. Na makrohabitat můžeme nahlížet jako na vztah organismů k určitému typu tekoucích vod v rámci jednoho toku nebo dokonce celého povodí (Reichard et al. 2002; Erös et al. 2003). Mesohabitat je sledován v měřítku maximálně desítek metrů ve zkoumaném toku a jde o vztah organismů k různým druhům proudných úseků, tůní a přechodu mezi nimi (Reichard et al. 2002). Parametry, jež tvoří značnou část heterogenity toku a jsou zkoumané v bezprostředním okolí ryby (jako je hloubka, substrát atp.) jsou vysvětlovány na úrovni mikrohabitatu (Reichard et al. 2002).

Tato práce si klade za cíl ukázat vlastnosti prostředí, jež ovlivňují habitatovou preferenci ryb, přinést aktuální přehled v metodice zjišťování habitatové preference ryb v malých vodních tocích střední Evropy a doporučit nejvhodnější metody získávání a zpracování dat v této oblasti. Dalším cílem je poukázat na případné problémy a nesrovnalosti v této oblasti.

2. Faktory ovlivňující habitatovou preferenci ryb

Při pohledu na druh ryby přirozeně obývajících malé vodní toky, dokážeme poměrně dobře odhadnout podle tvaru jejího těla, kterou část toku osidluje (Sagnes and Statzner 2009). Preference k habitatu je tedy určena vztahem mezi typickým charakterem prostředí a adaptacemi k jeho maximálnímu využití (Lamouroux et al. 2002). Většina ryb v malých vodních tocích má hydrodynamický tvar těla s oválným či kruhovým průřezem a nesetkáme se zde v takové míře s rybami s vysokým tělem. Druhy zdržující se při dně, mají zespodu zploštělé tělo, čehož využívají v silném proudění. Podle morfologie a postavení úst odhadneme i způsob získávání potravy. Ryby s rozeklanými ozubenými čelistmi koncového či horního postavení úst budou ryby dravé s převahou hmyzu (insektivorie) a ryb (piscivorie) v jejich potravě. Typickými zástupci jsou lososovité druhy ryb. Spodní ústa často vybavena jedním nebo několika páry vousků, jsou typická pro bentofágní druhy ryb jako například sekavec (*Cobitis elongatoides*) nebo parma (*Barbus barbus*).

Sensu stricto se habitatová preference zkoumá z hlediska variability prostorové a variability časové. Jsou rozlišovány tři základní faktory prostředí malého vodního toku důležité pro habitatovou preferenci ryb. Těmi jsou substrát, proud a hloubka (Gorman and Karr 1978; Schlosser 1982; Blanck et al. 2007; Pekárik et al. 2012). Největší vliv na složení rybí obsádky malého vodního toku (i v lidmi ovlivněné krajině) mají environmentální charakteristiky měřené přímo v toku (např. nadmořská výška, proudění atp.) (Erös and Grossman 2005a; Erös et al. 2012). Z lidské činnosti má největší negativní vliv rybářské hospodaření a rybníky ústící do malých vodních toků. Jde především introdukcí nepůvodních druhů (Erös et al. 2012) a známé stresory ovlivňující vodní prostředí, jako splav nutrientů, které nemusí mít zásadní vliv na ovlivnění rybích společenstev (Erös et al. 2012). Naopak jako nejdůležitější environmentální faktory určující společenstva určili Humpl a Pivnička 2006 počet tůní v toku a využívání okolní krajiny.

V časovém měřítku se preference zkoumají v závislosti na ročním období či denní době. To však není úplný výčet faktorů ovlivňující zkoumanou problematiku, a proto se zkoumá i výskyt úkrytů, výskyt predátorů, stáří ryby a další. Abiotické faktory ve většině případů vytváří určitý gradient – kyslík, teplota, množství rozpuštěných látek, nadmořská výška, v jistém smyslu i hloubka a tomuto gradientu odpovídají i měnící se rybí společenstva (Vannote et al. 1980; Pekárik et al. 2011; Macura and Škrinár 2012).

Následující kapitoly se pokusí popsat, jakým způsobem tyto faktory ovlivňují habitatové preference.

2.1. Teplota a chemismus vody

Abiotické faktory zásadním způsobem ovlivňují to, zda je daná lokalita vhodná k životu ryb a také, zda se za určitých podmínek ryby budou rozmnožovat (Balon 1975).

Různé druhy ryb mají zcela specifické nároky na teplotu vody a nejlépe prosperují pouze v určitém teplotním optimu (Finstad et al. 2011). Teplota je ovlivňována klimatem a je tedy rozdílná v různých nadmořských výškách. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě jde ruku v ruce s teplotou vody a funguje zde nepřímá úměra. Čím je teplota vody vyšší, tím je nižší koncentrace kyslíku ve vodě. Nedostatek kyslíku je i ve vodě vyvěrající z podzemního zdroje a nestačila se ještě prokysličit, anebo pokud je silně zatížena organickým znečištěním. S těmito faktory jsou spojené i fyziologické odpovědi organismu a například při vysoké teplotě vody dochází ke snížení rychlosti plavání u vranky (Tudorache et al. 2008).

Jako chemismus vody označujeme množství všech rozpuštěných látek ve vodě, které určují charakteristiku vody, tedy její chemické složení. Chemismus vody je ovlivňován podložím, kterým tok protéká, vzdáleností od pramene, ale i přítoky, splavy z okolí toku či přítoky z rybníků. Přítok vody z rybníků pro malý vodní tok znamená vzrůst organického zatížení, teploty vody a zároveň snížení obsahu kyslíku. Všechny tyto faktory negativně ovlivňují populace níže od přítoku a i přes existenci vhodných habitatů nejsou osidlovány typickými druhy ryb. Negativní vliv přítoku vody z rybníků do malého vodního toku na denzitu populací vranky obecné (*Cottus gobio*) sledoval např. Daněk (2008).

Neméně významným faktorem ovlivňujícím rybí společenstva je pH. Pokud se hodnota pH vychýlí z optimální hodnoty, znamená to znatelnou změnu společenstva. Tento jev je dobře patrný zejména v oblastech zatížených kyselými dešti s nízkými hodnotami pH ve vodních tocích. Takovou oblastí jsou u nás Jizerské hory, v jejichž tocích převládají druhy ryb tolerantní k nízkým hodnotám pH jako je nepůvodní siven americký (*Salvelinus fontinalis*) či náš pstruh obecný (*Salmo trutta* m. *fario*) (Baldigo 2005; Hušek 2010).

2.2. Substrát

Substrát je uváděn jako nejsilnější faktor ovlivňující preferenci ryb k jejich habitatům (Humpl and Pivnička 2006; Riley and Ives 2006) a dobře patrné je to například na odlišné preferenci substrátu lososa obecného (*Salmo salar*), pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*) a lipana podhorního (*Thymallus thymallus*). Oproti pstruhovi obecnému jsou losos obecný a lipan podhorní více vázání k určitému substrátu a to ke štěrkovým lavicím a ke kompaktním nánosům, zatímco pstruh osidluje celou řadu substrátů a je silně vázaný k jednomu typu substrátu, kterým je písek a štěrk pouze na podzim v období tření (Riley and Ives 2006). Dalším

příkladem pevné vazby mezi rybou a substrátem je vranka obecná (*Cottus gobio*) a její preference k velkým kamenům (Gosselin et al. 2010).

2.3. Rychlost proudu

Jako jeden z nejdůležitějších parametrů (možná i nejdůležitější) určující distribuci bioty v toku bývá uváděna rychlost proudu (Petts 2009) hydraulicky vyjádřená jako Froudeho číslo (Lamouroux et al. 2002). Proud je určený spádem toku, a čím je větší spád toku, tak lze předpokládat, že hloubka bude nižší (Chow 1959) a navíc ovlivňuje charakter celého habitatu, jelikož při vysoké rychlosti proudu jsou malé částice unášeny a velké zůstávají stacionární, takže výsledný substrát bude složen převážně z velkých částic.

Příkladem preference proudu je pstruh obecný (*Salmo trutta* m. *fario*), který s rostoucím věkem více upřednostňuje rychlejší proud (Riley and Ives 2006).

Avšak Humpl a Pivnička 2006 shledávají ovlivnění rychlosti proudu na habitatové preference jako nesignifikantní.

2.4. Hloubka

V malých vodních tocích se setkáváme s tzv. riffle-pool continuum, což znamená, že se v toku střídají partie s tůňemi a mělké proudné úseky. Právě v tůňích je podstatně větší diverzita druhů (Erös and Grossman 2005a) a společenstva jsou stabilnější (Schlosser 1982), ale v závislosti na čase mají tůně daleko větší variabilitu habitatových charakteristik (Erös and Grossman 2005a). Vysoká diverzita druhů v tůňích může být dána i výskytem tzv. vzácných druhů (tj. pod 4 % abundance), které se vyskytují pouze v tůňích a přimigrovaly z nižších partií (Erös et al. 2003). Takovými příklady jsou parma obecná a karpatská (*Barbus barbus* a *Barbus carpathicus*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*) či jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*) (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a).

Příkladem hloubkou determinované preference je zvyšující se výskyt pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*) v tůňích s jeho zvyšujícím se věkem (Riley and Ives 2006).

2.5. Denní a sezónní habitatové preference

Osídlování habitatů rybami se mění v závislosti na čase a je rozdílné i v rámci zvoleného časového měřítka (sezóna, den/noc) (Slavík et al. 2005; Pekárik et al. 2011; Worischka et al. 2012).

Sezónní preference habitatů jsou spojeny s obdobím tření (Daněk et al. 2008). Kupříkladu na jaře je dobře patrné zesílení mikrohabitatových preferencí u vranky obecné (*Cottus gobio*), kdy zejména větší jedinci vyhledávají velké kameny, pod které kladou jikry, které

samec po oplození určitou dobu chrání (Knaepkens 2002). Dalším příkladem je preference dospělých pstruhů k písčitém a šterkovým substrátům během podzimu (Riley and Ives 2006). Preference substrátu, na který se ryby vytřou, ovlivňuje časné habitatové preference plůdku, jelikož se zdržuje v blízkosti místa, kde se vykulil (Balon 1975; Jurajda et al. 2010). Dalším z hlediska změny habitatu významným obdobím je zima, avšak změna habitatu je druhově odlišná. Některé druhy osidlují v zimě místa s mírnějším prouděním např. lipan (Riley and Ives 2006), což šetří jejich energetický výdej. Naopak dospělý pstruh obecný (*Salmo trutta* m. *fario*) v zimě preferuje hlubší místa s rychlejším proudem (Riley and Ives 2006). Losos obecný (*Salmo salar*) starší jednoho roku osidluje v zimě tůň s pomalým proudem a mění svoji aktivitu na noční (Valdimarsson and Metcalfe 1998; Riley and Ives 2006).

Rozdílné využívání habitatu během dne a noci je známo u řady našich druhů ryb. Chování mřenky mramorované (*Barbatula barbatula*) nebo obou druhů vranek (*Cottus gobio* a *Cottus poecilopus*) je závislé na denní době. Tyto druhy mají vrchol své aktivity během soumraku a noci (Gosselin et al. 2010; Worischka et al. 2012), zatímco během dne jsou schovány pod velkými kameny. Naopak výhradně denní aktivitu má např. hrouzek obecný (*Gobio gobio*) (Worischka et al. 2012) či juvenilové 0+ lososa, kteří se v noci skrývají ve vodní vegetaci či ponořených kořenech (Riley and Ives 2006). Rozdílnou aktivitu během dne a noci vykazuje většina druhů ryb ve stáří do jednoho roku, a to tím způsobem, že se během letního období stahují na noc k příbřežním partiím a během noci tvoří ve větší míře hejna (Copp 2010).

Ke zjištění sezónní variability habitatových preferencí ryb na dané lokalitě je nutné provádět zkoumání rybích společenstev v průběhu celého roku, ideálně během každého ročního období (Erös and Grossman 2005a; Kováč et al. 2006). Velice hodnotné výsledky však přináší několikaleté studie, čímž jsou eliminovány případné fluktuace v početnosti určitého druhu ryby a s tím spojené nadhodnocení nebo podhodnocení zastoupení některého druhu (Vlach et al. 2005; Humpl and Lusk 2006; Pekárik et al. 2011).

V současné době se většina průzkumů rybích společenstev provádí během dne, což přináší zkreslení získaných informací pro druhy, jež jsou aktivní zejména během noci.

2.6. Kompetice o habitat

Kompetice o habitat může probíhat na dvou úrovních a to na vnitrodruhové úrovni mezi odlišnými věkovými kohortami (Bremset and Berg 1999; Davey and Hawkins 2005) či na mezidruhové úrovni (MacKenzie and Greenberg 1998; Erös et al. 2003).

2.6.1 Vnitrodruhové vztahy

Vnitrodruhová kompetice probíhá na úrovni jednotlivých velikostních skupin (Bremset and Berg 1999; Davey and Hawkins 2005). Zejména je tento jev patrný, pokud je některý ze zdrojů, o který probíhá kompetice, nějakým způsobem limitován. Takovým příkladem je kompetice velikostních kohort vranky obecné (*Cottus gobio*) v toku s limitující denzitou vhodných kamenů, které využívají jako úkryt (Davey and Hawkins 2005). Nejúspěšnějšími v osidlování jsou velcí jedinci, a menší, neúspěšní jedinci, jsou nuceni si zvolit suboptimální habitat (Davey and Hawkins 2005; Daněk et al. 2008).

Mladší skupiny ryb (především juvenilní stádia) bývají nejčastěji nalézány v mělkých proudných úsecích, zatímco starší věkové skupiny využívají tůň (Erös et al. 2003; Daněk et al. 2008). Segregace habitatů v závislosti na věku (velikosti) je známá i u salmonidů. Toho-roční jedinci osidlují mělké pomalu tekoucí příbřežní části toku, zatímco ryby starší jednoho roku osidlují tůň a efekt je patrný i na rozdílném využívání potravy těchto dvou skupin (Bremset and Berg 1999; Louhi et al. 2014). Tento jev je vysvětlován jako tendence malých ryb vyhýbat se predátorům v tůních (MacKenzie and Greenberg 1998; Erös et al. 2003), či jako důsledek neúspěšné kompetice juvenilů o optimální habitaty (Davey and Hawkins 2005). Ale u druhů bez zjevné vnitrodruhové kompetice, jako např. ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), dochází k oddělení habitatů a její juvenilní jedinci preferují pomalejší proudění oproti dospělcům, jelikož juvenilové nejsou schopni překonávat tak silná proudění (Kováč et al. 2006).

2.6.2 Mezidruhové vztahy

Některé druhy ryb ve vodním toku kompetují o stejné zdroje. Například vranka pruhoploutvá (*Cottus poecilopus*) je vytlačována jednoletými pstruhy obecnými (*Salmo trutta m. fario*) do proudnějších a vzdálenějších oblastí od břehu (Louhi et al. 2014).

Mezi nejzásadnější mezidruhové vztahy patří predace.

Predace

Predace ovlivňuje početnost kořisti i využívání habitatů kořisti a to především ve smyslu osidlování habitatů s žádným či malým výskytem predátora (Werner et al. 1983; Harvey 1991; MacKenzie and Greenberg 1998; Legalle et al. 2005) či preferencí částí toků s vysokou členitostí, jelikož v členitějším prostředí klesá pravděpodobnost střetu s predátorem. Tento jev je u našich druhů popsán například u pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*) či jelce tloušť (*Squalius cephalus*), kteří negativně ovlivňují abundance střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) (Museth and Borgstrøm 2003; Erös et al. 2003) a mřenky mramorované

(*Barbatula barbatula*), která si vybírá mělčí proudné části toku a vyhýbá se tůňím, pokud je v nich přítomen pstruh (MacKenzie and Greenberg 1998). V momentu, kdy juvenilní jedinci dorostou do dostatečné velikosti, při které nejsou již tak vhodnou kořistí pro predátory, začnou osidlovat i hlubší místa v toku.

2.7. Úkryty

Velice důležitým prvkem nejen malých vodních toků jsou úkryty (Eklöv 1997). Za úkryt se dá považovat cokoli, co poskytuje rybám určitý typ ochrany v jejich prostředí. Vyhýbají se tak nějakému stresovému faktoru, čímž ryba sníží svoji metabolickou zátěž (Fischer 2000; Gustafsson et al. 2012). Může jít např. o ochranu před predátory (Werner et al. 1983; Valdimarsson and Metcalfe 1998), úkryt jiker nebo úkryt před silným prouděním.

Úkryty můžeme rozlišovat v rámci prostorového měřítka na úkryty, jež zabírají relativně malý prostor a představují mikrohabitat (např. podezleté břehy, vodní makrofyty; Paller et al. 2000, potopená dřevní hmota; Gustafsson et al. 2012, či překlenutá vegetace nad vodní hladinu; Kováč et al. 2006) a na ty které zabírají relativně větší prostor (několik metrů) a představují mesohabitat (např. tůně jako úkryty před silným proudem). Avšak úkryt pro jednoho nemusí být vhodný pro druhého. Takovým příkladem je potopená dřevní hmota (Langford et al. 2012).

Všeobecně se dá říci, že ryby využívají úkryty v hojné míře. Avšak jejich využívání je druhově specifické a tak vranka z úkrytu pod kamenem téměř nevylézá a naopak lipan úkryty nevyužívá téměř vůbec (Riley and Ives 2006; Gosselin et al. 2010).

3. Výběr reprezentativních částí toku

Ze všeho nejdříve je nutné poznat lokalitu, jež chceme zkoumat a získat tak přehled o jejích charakteristikách. Při výběru reprezentativních částí toku je možné zvolit jeden z několika možných přístupů, ale musí být zajištěno to, že budou zkoumány všechny habitaty sledovaného toku potřebné pro námi zvolenou studii, v přibližně odpovídajícím poměru (Erös et al. 2003; Vlach et al. 2005; Pekárik et al. 2012). Výběr části toku je závislý na jaké úrovni chceme společenstva zkoumat (mikro-, meso-, makrohabitat) a na metodě sledování ryb, kterou si zvolíme. Všeobecně se doporučuje (zejména při lovu elektrickým agregátem) zvolit délku úseku, která dosahuje minimálně 10–14 násobek šířky toku (Rahel and Hubert 1991). Zvolené úseky je vhodné označit kupříkladu reflexními páskami ovázanými k předmětu, jež označuje hranici prolovovaného úseku, abychom bez váhání úsek znovu našli při opětovném prolovování (Paller et al. 2000).

Jeden z přístupů je vytipovat několik (např. pět) vhodných přibližně 100 m dlouhých úseků, v nichž převládají habitaty ve stejném poměru jako ve zkoumaném toku a poté z tohoto souboru náhodně vybrat několik úseků (např. dva), které budou zkoumány (Erös et al. 2003). Vzdálenost těchto úseků může být 2 km (Erös et al. 2003). Nebo můžeme vybírat náhodně úseky toku, jež prolovujeme a jejich velikost může kolísat např. od 30 do 200 m² (Vlach et al. 2005). Vzdálenost lokalit by měla být dostatečná, aby nedocházelo při lovení jedné k ovlivnění druhé lokality (Copp 2010). Pokud mezi sebou chceme porovnávat dva toky, mělo by stačit v každém z nich vybrat dva 100 až 200 m dlouhé úseky (Erös and Grossman 2005b).

Sledujeme-li preference na úrovni makrohabitatů, tak jsou vybrané úseky rozděleny na oblasti s odlišnými makrohabitaty. Ty jsou od sebe odděleny buď geomorfologicky či dobře odlišitelné na základě odlišných parametrů jako je proudění, hloubka či substrát. Takto Erös et al. (2003) odlišil v rámci dvou sledovaných úseků 13 makrohabitatů a každý z nich měl minimální délku 5 m a minimální hloubku 5 cm.

4. Techniky sledování společenstev ryb

Mezi všeobecně používané metody odlovu ryb v malých vodních tocích patří odlov elektrickým agregátem (Erös et al. 2003; Pekárik et al. 2012). Avšak v poslední době se můžeme setkat s využitím moderních technologií v podobě videosnímání (Worischka et al. 2012) či radiotelemetrie (Slavík et al. 2005; Petřivalský 2007) a od našeho území na západ se občas využívá i osobního sledování během šnorchlování (Labonne et al. 2003; Magoulick 2004).

4.1. Lov elektrickým agregátem

Lov elektrickým agregátem je velice vhodnou a relativně šetrnou metodou k odlovu ryb (Janáč and Jurajda 2011).

Před samotným zahájením lovu elektrickým agregátem je nezbytně nutné znát fyzikální parametry toku, v němž bude probíhat odlov (Copp and Garner 1995). Sleduje se zejména vodivost vody, která se měří konduktometrem a je ovlivněna teplotou a množstvím rozpuštěných iontů. Po naměření hodnot konduktometrem pod 70 a přes 700 mSm^{-1} bude třeba k odlovu využít benzínového agregátu (mívá větší hmotnost), místo často používaného bateriového (ale méně výkonného) agregátu (Jurajda et al. 2006).

Efektivita odlovu ryb elektrickým agregátem je ovlivněna druhem ryby (Reyjol et al. 2005), velikostí ryb – efektivita roste s délkou ryby (Peterson 2004), vodivostí vody – při nízké vodivosti vody je třeba využít vyššího napětí k omráčení ryb (Hill and Willis 1994), členitostí dna – ryby nám mohou uváznout na dně (Reyjol et al. 2005), typem substrátu – nejnížší efektivita odlovu je na bahnitých substrátech, zatímco velice dobrá je na štěrkových a kamenitých (Scholten 2003), průhledností vody – v zakalené vodě snadno přehlédneme omráčené ryby (Bozek and Rahel 1991) a dalšími vlastnostmi prostředí (Peterson 2004; Rosenberger and Dunham 2005). Zejména vodivost vody ovlivňuje velikost oblasti, která bude zasažena elektrickým proudem a efektivitu omráčení ryb. Většinou se velikost zasažené oblasti pohybuje v rozmezí 0,5 – 1 m (Macura and Škrinár 2012; Pekárik et al. 2012). Po dvou až třech odlovech je odloveno 90 % ryb, což dokládá vysokou účinnost této metody (Schlosser 1982).

Po drobných úpravách zařízení se využívá tato metoda k odlovu larválních a juvenilních stádií ryb (Copp and Peňáz 1988; Copp and Garner 1995; Jurajda et al. 2006). Pokud však selektivně nelovíme larvální stádia ryb, je vhodné, kvůli nízké efektivitě jejich odlovu, vyhodnocovat až pozdější vývojová stádia od stárí tří měsíců (Erös et al. 2003).

Existuje celá řada způsobů, jak prolovovat vybraný úsek toku, jako např. metoda PASE či multiple-pass electrofishing.

4.1.1. Metoda náhodného bodového vzorkování (PASE)

Strategie náhodného bodového vzorkování (Point Abundance Sampling by Electro-fishing – PASE) spočívá v prolovení více malých náhodně vybraných bodů v toku, které jsou postupně od spodní části směrem proti proudu proloveny elektrickým agregátem (Copp and Peňáz 1988). tak získáme několik náhodných početně malých vzorků, které jsou dostatečně reprezentativní (Copp and Garner 1995). K měření parametrů habitatu v tomto případě dochází v bodech lovu, bez ohledu na to, zda se v daném místě ryby nachází či nikoliv (více kap. 7). Anoda je pokládána do vody ve větších vzdálenostech od sebe tak, aby se jednotlivé body vzájemně neovlivňovaly (Copp and Garner 1995). Tato metoda ignoruje prostorové měřítko a měřítkem je bezrozměrný bod v typickém prostředí.

Alternativou získání náhodných bodů vygenerovaných počítačovým softwarem (programy typu GIS) je jejich určení v terénu (Copp and Garner 1995). První bod je vybrán tak, že lovíci si neprohlédne okolí vybrané lokality, zavře jedno oko, natáhne ruku paralelně s vodní hladinou náhodným směrem a natáhne ukazovák. Poté položí hlavu na nataženou ruku a pohlédne jedním okem tím směrem, kterým je natažená ruka, jakoby se díval do hledí zbraně a identifikuje polohu prvního lovného bodu podle toho, kam míří ukazovák a identifikačního bodu na hladině (vyčnívající kámen, rostlinstvo, větve atp.) ležící taktéž tím směrem. Pokud ukazovák směřuje do volné vody, odhaduje se pozice podle třech orientačních bodů nacházejících se v okolí břehu. Takto to pokračuje až do prolovení celého zkoumaného úseku. Avšak lze využít jakoukoliv jinou metodu, jež zajistí náhodné vybírání bodů, které jsou posléze proloveny.

Pro co nejpřesnější určení mikrohabitatů ryby zaznamenáváme místo spatření ryby, nikoliv místo jejího ulovení, jelikož dochází ke zkreslení vlivem galvanotaxe (Liefferinge and Seeuws 2005). Při metodě PASE se loví pouze jednou, jelikož ryby, které nejsou v ideálním dosahu anody, z elektrického pole prchají, což způsobuje chybu v určení habitatových preferencí (Liefferinge and Seeuws 2005). Ryby, které jsou ovlivněny mimo konkrétní místo našeho zájmu, jsou ignorovány a nejsou loveny (Copp and Garner 1995; Davey and Hawkins 2005; Kováč et al. 2006).

Někdy jsou body, na nichž nejsou uloveny žádné ryby, vyřazeny z pozdějšího zpracovávání (Pekárik et al. 2012). Stejně tak druhy ryb, které v celkové početnosti zaujímají méně nežli 1 %, což může v důsledku vést i k dalšímu vyloučení bodů (Pekárik et al. 2012). Vyřa-

zení bodů, na nichž se nenachází ryby, nepovažuji za nejvhodnější řešení, jelikož i informace o tom, kde se ryby nevyskytují, nám mohou ukázat, kterému habitatu se ryby vyhýbají. Možným řešením této situace je připsání výskytu fiktivního druhu, a to tak, že se ke všem vzorkům připíše minimální fiktivní hodnota, která výsledky analýz neovlivní a zachová nám kompletnost dat (Dobešová 2006; Daněk 2008).

Metoda PASE je využívána zejména k evaluaci mikrohabitatových preferencí (Copp and Garner 1995; Pekárik et al. 2012) a je doporučována používat při lovu menších či málo pohyblivých druhů ryb a při lovu plůdkových společenstev (Copp and Garner 1995; Jurajda et al. 2006).

Tato metoda bývá kritizovaná pro možnost nenáhodného vybírání prolovovaných bodů, což v důsledku může ovlivnit získaná data. Navíc je tato metoda obtížně použitelná pro dobře pohyblivé druhy ryb (Macura and Škrinár 2012).

4.1.2. Absolutní odlov sledované části toku (Multiple-pass electrofishing)

Před zahájením samotného odlovu je nutné přehradit zvolený úsek sítěmi na horní a dolní části toku, pokud možno s maximální opatrností, abychom nevyplašili ryby (Schlosser 1982; Erös and Grossman 2005a; Pekárik et al. 2011). K tomuto účelu se využívá sítí s velikostí oka 2 mm a se zátěží na spodní žíni v podobě řetězu, který kopíruje tvar dna (Erös et al. 2003).

Tato metoda je založena na vylovení co největšího počtu ryb z přehrazené oblasti. Po dvou odlovech dojde k vylovení cca 90 % ryb (Schlosser 1982). Dva odlovy jsou dostatečné pro určení druhové diverzity lokality (Humpl and Pivnička 2006), ale zjišťujeme-li i biomasu je lepší udělat i třetí odlov (Erös and Grossman 2005a). Jeden odlov nám postačí v regulovaných korytech (Macura and Škrinár 2012).

Metoda totálního prolovení je vhodná zejména pro dobře pohyblivé druhy jako jsou např. lososovité ryby, jelikož během odlovu se snaží uniknout z dosahu elektrického pole výše proti proudu a jejich největší abundance získáváme až u přehrazení koryta sítěmi (Macura and Škrinár 2012). Tato metoda nám poskytne informace o biomase i početnosti ryb.

4.2. Vizuální sledování ryb

Vizuální sledování ryb je v malých vodních tocích poměrně novou metodou a je prováděno buď pomocí videosnímací techniky (Worischka et al. 2012) nebo osobním pozorováním experimentátorem při šnorchlování (Gosselin et al. 2010).

V současné době je dostupná pouze jediná práce využívající ke sledování ryb kamer umístěných v toku. Jelikož je nutné při 24 hodinovém sledování snímat i v noci, je třeba během experimentu měřit intenzitu světla pomocí senzorů (např. Theodor Friedrichs & Co., Schenefeld, Německo) měřících PAR (Photosynthetic Active Radiation). Tyto senzory se umísťují na břeh sledované lokality. Jako tma jsou označovány podmínky, při nichž je intenzita světla < 10 luxů. K samotnému sledování ryb je využíváno infračervených vodotěsných kamer (Eyseo TV-7141; ABUS, Wetter, Německo) umístěných na dno do středu sledovaného mesohabitatu. Během noci jsou lokality přisvětlovány infračervenými diodami o výkonu 2,5 W. Všechny ponořené části se obloží kameny či detritem, aby se zamezilo nepřírozeným akustickým ruchům vzniklých prouděním vody. Během experimentu jsou všechny kamery napojeny na jeden videorekordér, který obraz ukládá na externí paměť. Dodávka elektrické energie je zajišťována 12V/90Ah akumulátory. Před započetím experimentu je změřena oblast, kterou snímá každá z kamer. K pozdější analýze se využívá dvouhodinových sekvencí z každé fáze dne (rozbřesk, den, soumrak, tma).

Pozorování pomocí videosnímací techniky má nevýhodu v poměrně vysoké pořizovací ceně nejen samotné kamery, ale i nezbytného příslušenství. Dalším omezením metody je získání nedostatečné informace o biomase či věkové struktuře společenstev ryb. Navíc je úspěch experimentu je závislý na čistotě vody. Nejednoznačným z hlediska výhodnosti pro je možnost pouze stacionárního sledování společenstev, na druhou stranu může být stacionární využití výhodné při dlouhodobém sledování jednoho místa.

Současný trend by měl směřovat tímto směrem, jelikož z hlediska ovlivnění chování ryb a dopadu na jejich zdravotní stav se jedná o nejšetrnější možnou metodu, i tak by se nemělo spoléhat pouze na data získaná těmito metodami, ale současně by se měly využít i jiné metody a to alespoň v malém rozsahu.

4.3. Radio-telemetrické sledování

Postupem času dochází k častějšímu využívání této technologie a to díky zmenšování velikostí vysílaček, prodlužování možnosti jejich aktivního využití a snižováním pořizovací ceny.

K použití této metody je nejprve nutné ryby uspat, aby se během prováděných úkonů neporanily. Poté je vysílačka vpravena do tělní dutiny, rána vydezinfikována a zašita (je-li třeba) dvěma stehy pokud možno vstřebatelnou nití (Slavík et al. 2005). Pokud byl na lokalitě v minulosti prováděn průzkum, kdy byly rybám vpraveny vysílačky do těla, je vhodné ulovené ryby zkontrolovat snímacím zařízením, zda v sobě nemají vysílačku (Riley and Ives

2006). V podmínkách České republiky provádí veškeré chirurgické úkony veterinář. Po zašití rány se kontroluje, zda vysílačka funguje i po zavedení do rybího těla. Rozlišují se základní dva druhy vysílaček. Jedny, které obsahují vlastní baterii a sami vysílají signál (např. MCFT vysílačky; Slavík et al. 2005) a druhé, které nemají vlastní baterii a po zachycení elektromagnetických vln z antény vysílají signál PIT – Passive Integrated Transponder (Riley and Ives 2006).

Omezením této metody je velikost (hmotnost) vysílaček, která by neměla přesáhnout 2 % hmotnosti jedince (Jepsen and Schreck 2005).

Výhodou této metody, oproti nejčastěji využívanému elektrolovu, je získávání informací od ryb, které nejsou nijak rušeny experimentátorem a mohou tak poskytovat lepší data. Navíc tato metoda není v takové míře omezena průhledností vody, můžeme data získávat kontinuálně a nejen během odlovů a poskytuje stejně kvalitní data v libovolné fázi dne.

4.4. Jiné využívané metody

U napřímených nebo rovných koryt, která jsou málo členitá s malou rychlostí proudění, bylo v minulosti využíváno sítí tzv. nevodů (Schlosser 1982). Odlovu sítí stejně jako u elektrolovu předcházelo přehrazení koryta dalšími sítěmi, aby se zamezilo úniku ryb během lovu (Schlosser 1982). Odlovy probíhaly do té doby, dokud nedošlo k výraznému poklesu v úlovku ryb (cca 5 záťahů). Metoda lovu do sítí nepřipadá v naprosté většině našich malých vodních toků v úvahu vzhledem k vysokým rychlostem proudění, malé hloubce, členitosti toků a zejména kvůli malé efektivitě odlovu oproti elektrolovu.

Velice vhodnou metodou pro ověření v terénu zjištěných mikrohabitatových preferencí je využití laboratorních experimentů. V nich se využívá akvárií se simulovanými přírodními podmínkami (světlo, teplota, chemismus vody atp.) a po aklimatizaci ryb se sleduje jejich chování (Davey and Hawkins 2005). Nevýhodou však je, že i přes maximální snahu nikdy nedosáhneme takové komplexity prostředí, jako v přirozených podmínkách. Tyto experimenty jsou vhodné spíše pro méně pohyblivé malé druhy ryb.

Možným způsobem jak testovat čistě mezidruhové vztahy je využití uměle vytvořených experimentálních malých toků (Louhi et al. 2014). Ty mají oproti přirozeným tokům možnost kontroly obsádky a charakteristik toku jako je substrát, proud apod. V našich podmínkách, by se podle mého názoru, k tomuto účelu daly využít tzv. odchovné kapiláry (odchovné potoky) pro lososovité ryby určené k vysazení do rybářských revírů (Randák et al. 2009).

5. Zpracování vzorků ryb

Při odlovu se ryby schraňují do připravených nádob z nevodivého materiálu s čerstvou vodou (Erös et al. 2003; Jurajda et al. 2006) a nebo mohou být po zjištění všech sledovaných hodnot okamžitě vráceny do svého prostředí (Kováč et al. 2006; Golski et al. 2010). Každá ulovená ryba je určena do druhu a změřena její délka (obvykle standardní SI) na přesnost milimetru (Pekárik et al. 2012) a někdy bývá zvážena pro odhad biomasy na lokalitě (Vlach et al. 2005; Golski et al. 2010). K měření je velice vhodné použít namočenou desku s ohrazením, k němuž je pevně přichyceno měřidlo, čímž se nám proces měření urychlí a zkrátí dobu, po kterou je ryba vystavena stresu (Janáč and Jurajda 2011). Tohoroční juvenilny např. mřenky nebo střevle je vhodné vynechat z měření, aby se snížila jejich mortalita způsobená stresem při zacházení (Erös and Grossman 2005a). Pokud jsou ryby během odlovu uchovávány v nádobách, a pokud není nezbytně nutné k účelu našeho experimentu ryby usmrtil a uchovat pro další zpracování (např. k determinaci raných stádií plůdku nebo ke stanovení ontogenetického stáří; Kováč et al. 2006; Jurajda et al. 2010), tak jsou po determinaci druhu a změření vráceny zpět do přirozeného prostředí (Erös et al. 2003).

5.1. Rozdělení ryb do věkových skupin

Řada prací rozlišuje habitatové preference v závislosti na věku ryb (kap. 2.6.1.; Erös et al. 2003; Kováč et al. 2006; Daněk 2008). V literatuře můžeme nalézt různé formy rozdělení do věkových skupin a to například na juvenilny 0+ YOY, ryby starší jednoho roku 1+ a ryby stáří dvou a více let ≥ 2 (Copp and Vilizzi 2004; Erös and Grossman 2005a) nebo na mladá larvální stádia YL, starší larvální stádia OL, mladá juvenilní stádia YJ a starší juvenilní stádia OJ (Copp and Vilizzi 2004). Setkáme se i s dělením na tři juvenilní stádia jako raný juvenil EJ, střední juvenil MJ a pozdní juvenil LJ a dospělci a (Kováč et al. 2006). Nejjednodušší členění nacházíme u prací, které rozlišují jen juvenilní a adultní stádia (Macura and Škrinár 2012; Pekárik et al. 2012). Některé práce však rozlišování habitatových preferencí v závislosti na věkových skupinách ryb zanedbávají (Vlach et al. 2005; Golski et al. 2010) a nebo se striktně věnují plůdkovým společenstvům (Jurajda et al. 2006, 2010). Pokud není cílem experimentu zkoumat plůdková společenstva ryb, tak bývají z hodnocení vyřazena z důvodů nízké efektivity odlovů tohoto velikostního spektra elektrickým agregátem (viz 4.1) a studují se věkové kategorie od tří měsíců a starší (Erös et al. 2003). Takže nejmladší zkoumaná kategorie se potom sestává z tohoročních juvenilů ve stáří 3 – 11 měsíců (YOY 0+).

5.1.1. Nepřímé metody určení věku ryb

Samotné zjišťování stáří a následné rozdělení do skupin bývá často odvozováno z délkofrekvenčních histogramů - LFH (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a; Copp 2010) takzvanou Petersenovou metodou (Petersen 1892). Tato metoda je založena na předpokladu, že frekvence jedinců každé věkové skupiny v uloveném vzorku ryb variuje kolem průměrné délky těla této skupiny v souladu s normálním rozdělením. Ve výsledku by měl výsledný histogram ukázat několik jasně odlišitelných vrcholů reprezentujících odlišné věkové skupiny. Avšak k využití této nepřímé metody je třeba mít velký vzorek ryb, ulovený během jednoho průzkumu lokality a ve vzorku musí být obsaženy všechny velikostní skupiny.

Další používanou nepřímou metodou je rozřazení ryb do velikostních skupin odpovídající ontogenetickému stáří ryb (Copp and Vilizzi 2004). To je však proveditelné pouze u druhů, u nichž je tento vztah dobře prozkoumán (např. pro mřenku a ouklejku; Kováč et al. 1999, 2006).

5.1.2. Přímé metody určení věku ryb

Při zkoumání věku u těch druhů ryb, jejichž délkofrekvenční vztahy s věkem ryb neznáme, určujeme věk ryb jiným, pokud možno neofenzivním způsobem jako např. odečtením z šupin. Nicméně u ryb, které nemají tělo kryté šupinami jako např. mník (*Lota lota*) nebo oba druhy vranek (*Cottus gobio* a *Cottus poecilopus*), a máme podezření, že na sledované lokalitě nemusí zjištěné délkofrekvenční vztahy z jiných lokalit odpovídat, je třeba využít jiných metod jako je determinace z otolitů (Blanck et al. 2007). Problematické je zjišťování věku ryb z šupin u nás se vyskytujících lososovitých druhů ryb a dá se říci, že tato metoda není pro tyto druhy vhodná (Vlach et al. 2010). U některých druhů ryb se dá ontogenetické stáří (avšak pouze rozdělení juvenil, dospělec) rozeznat i na základě zbarvení (např. u pstruha) (Macura and Škrinár 2012).

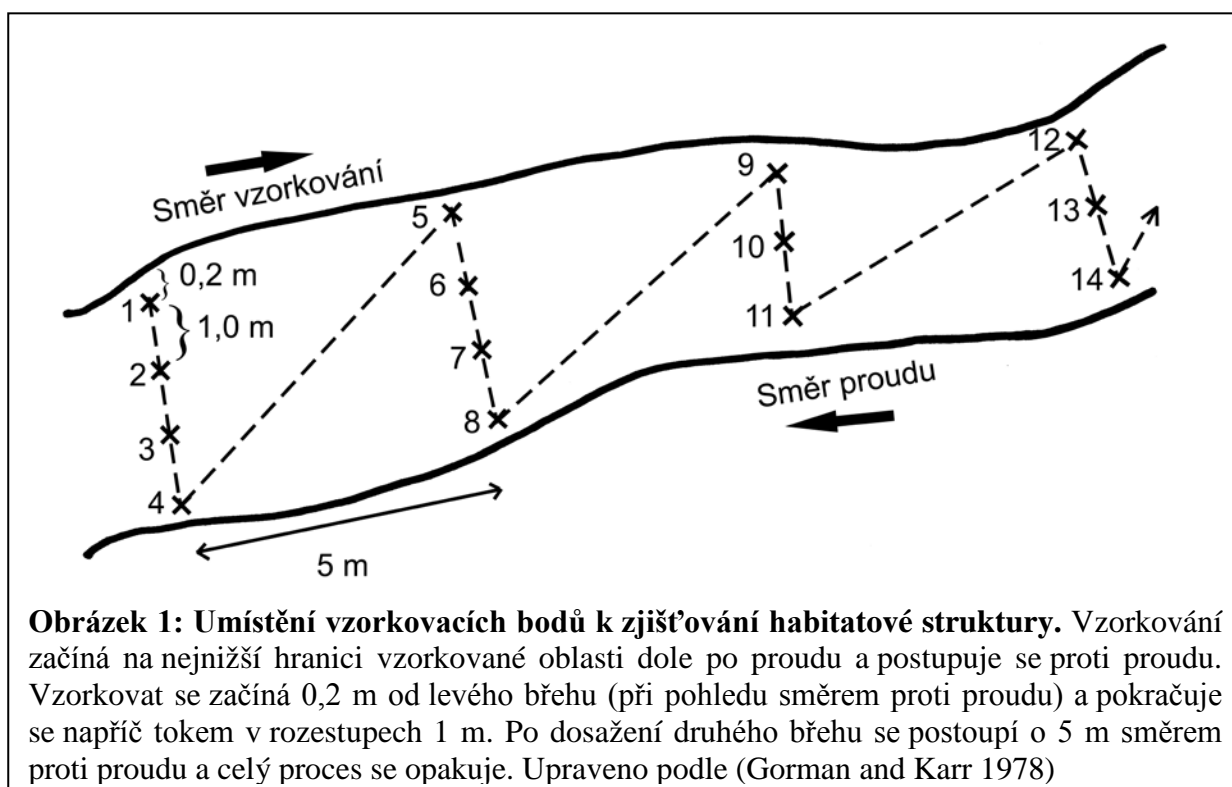
6. Postupy měření parametrů habitatu

Následující metody jsou vhodné zejména při metodách totálního odlovu toku a tedy při sledování makrohabitatových a mesohabitatových preferencí ryb.

6.1. Metoda determinovaného bodového vzorkování (Transect method)

Tuto metodu použil Gorman a Karr (1978) a tato metoda má uplatnění při absolutním odlovu zkoumané části toku (Erös et al. 2003), ale i při jednom prolovení úseku (Erös et al. 2012).

Průběh měření parametrů habitatu má determinovaný průběh po zvolení prvního bodu. Začíná se ve vzdálenosti 0,1 - 0,2 m od levého břehu a vzorky se odebírají s rozstupem 1 m napříč vodním tokem. Pro velmi úzké vodní toky (do šířky 1 m) se využívá rozstupů 0,33 m.



Po dosažení druhého břehu se postoupí o 5 m proti proudu (Obr. 1).

Tuto metodu lze využít v různých adaptacích. Erös et al. (2003) použil v průměrně 3 m širokém toku rozstupů ne 5 m ale 2 m a měření habitatových charakteristik započal 10 – 30 cm od pravého břehu.

6.2. Metoda Wolmanovy sítě

Druhou využívanou metodou je využití Wolmanovy sítě, která spočívá v měření parametrů habitatu v náhodných bodech při krokování napříč vodním tokem nebo je v toku vymezeno několik linií, v nichž se v pravidelných intervalech měří charakteristiky habitatu. Tato metoda byla původně vytvořena pro měření struktury substrátu v korytě toku, tedy zjištění charakteru substrátu (Wolman 1954), a proto je tato metoda podrobněji popsána v kap. 7.2.

7. Měřené parametry habitatu

Na zkoumané části toku je vždy sledována celá řada parametrů, jež určují charakter zkoumané oblasti. Řada prací vychází ze starší metodiky, ale upraví si je na míru zkoumané lokality. Navíc se stále přidávají další parametry k sledování a studovaná problematika se tak stává komplexnější. Krom hloubky, proudění a charakteru substrátu se začaly sledovat úkryty, vzdálenost od břehu (Pekárik et al. 2012), sklon dna či zastínění plochy (Kováč et al. 2006) a další. Environmentální faktory je dobré měřit přímo na lokalitě, jelikož nám poskytnou až dvojnásobně přesnější data, nežli bychom je získali z map (Humpl and Pivnička 2006).

Měřené údaje se zaznamenávají do experimentálních protokolů (Příloha 2). Z naměřených spojitých veličin (např. substrát, proud) se velice často vytváří nespojitě v nominálním či ordinálním měřítku vytvořením kategorií a to kvůli využití ve specifických statistických testech (kap. 8; Erös et al. 2003; Kováč et al. 2006; Pekárik et al. 2012) avšak Humpl a Pivnička (2006) doporučují nekategorizovat hodnoty veličin, jelikož statistické testy s nekategorizovanými hodnotami poskytují o něco přesnější výsledky.

Po odlovení ryb je nezbytně nutné co nejdříve provést samotné měření parametrů habitatu, aby se zajistila aktuálnost dat, jež získáme odlovy, vůči charakteru habitatu, jelikož se charakter habitatu v průběhu času mění (Erös and Grossman 2005a; Jähnig et al. 2012). Při pokusu probíhajícími delší časové období, měříme parametry habitatu pokaždé i přes prollovování stejných míst (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a; Pekárik et al. 2012). K adekvátnímu měření habitatové komplexity je třeba mít dostatečně velký počet vzorků. Pro členitější toky je vyžadováno minimálně 90 – 160 vzorků na zkoumaný úsek, zatímco pro jednodušší toky stačí minimálně 60 – 80 vzorků na zkoumaný úsek (Gorman and Karr 1978).

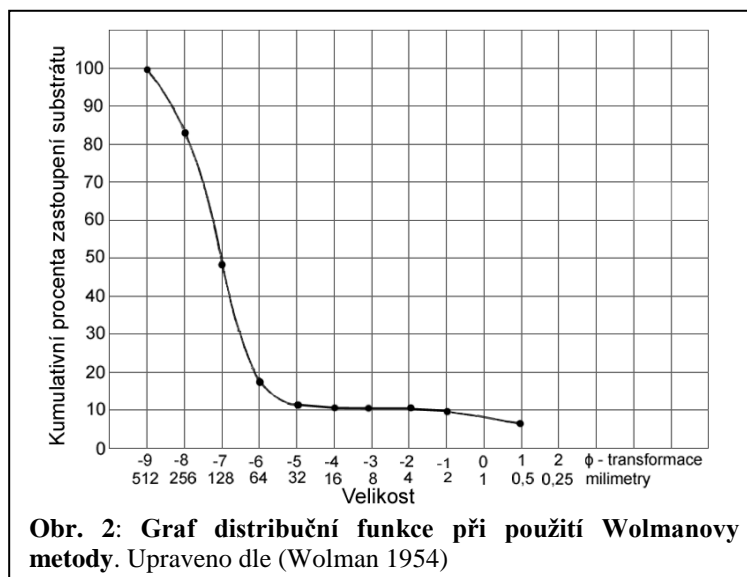
7.1. Hloubka

Hloubka bývá měřena kalibrovanými tyčemi a to z toho důvodu, že ohebná měřidla by proud ohýbal (Erös et al. 2003). Hloubka je měřena na přesnost centimetru (Kováč et al. 2006; Pekárik et al. 2011, 2012). Následně může být hloubka rozdělena do kategorií navržených tak, aby obsahovaly všechny hloubky vyskytující se v habitatu (např. Příloha 1; Kováč et al. (2006) použil kategorie < 30, 30 – 40, 41 – 50, 51 – 60, > 60 cm) anebo se počítá s maximální a minimální hloubkou či s jejím průměrem (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a).

7.2. Substrát

V malých vodních tocích se vyskytují substráty sestávající se z různých velikostí kamenných částic opracovaných vodou a navíc se zde vyskytují substráty biologického původu. Mezi substráty biologického původu řadíme naplavený organický materiál jako bahno, detrit či naplavené listí. Tyto substráty neměříme, pouze jejich existenci zaznamenáváme v nominálním měřítku (Vlach et al. 2005; Pekářík et al. 2012) nebo je vyjadřujeme v procentech, které zabírají (Erös et al. 2003; Kováč et al. 2006).

Analýza kamenného substrátu je velice variabilní a setkáváme se s řadou metod získávání jeho popisu. Používaná metoda je závislá na strategii, jíž vzorujeme zkoumanou oblast. Jedna z velice často používaných metod při totálním prolovení úseku (viz. kap. 4.1.2.) je tzv. Wolmanova metoda (Wolman 1954). Ta spočívá ve změření alespoň 100



Obr. 2: Graf distribuční funkce při použití Wolmanovy metody. Upraveno dle (Wolman 1954)

náhodně vybraných částic v toku a změření jejich průměru. Náhodnost je zajištěna tím, že experimentátor prochází tokem, nedívá se pod nohy a sbírá ty částice, jež má přímo pod pravým palcem u nohy. Druhá možnost je vytvoření několika (zpravidla tří) podélných linií v toku, v nichž jsou po stanovených rozestupech odebírány vzorky substrátu. Naměřené hodnoty je dobré transformovat vzorcem: $[\Phi = -\log_2(\text{průměr částice v mm})]$ (Krumbein 1936) a poté se vynesou do křivky kumulativní distribuční funkce (Obr. 2). Na ose x si vhodně zvolíme velikostní intervaly pro jednotlivé substráty (doporučuje se některá z podob Wentworthovy škály). Vznikne tak velice dobrý nástroj ke zjištění, kolik procent zaujímá určitý velikostní interval substrátu na zkoumané lokalitě. Nevýhodami této metody je její obtížná použitelnost pro rozlišení jemnozrnných substrátů menších než 2 mm a pro hloubky, kam experimentátor nedosáhne.

Jak již bylo zmíněno, často se využívá pro kategorizaci substrátu Wentworthovy škály (Wentworth 1922) avšak nepoužívá se její originální podoba, ale na základě stejné myšlenky se využívá její modifikací (např. Davey and Hawkins 2005; Rosenberger and Dunham 2005; Langford et al. 2012; Louhi et al. 2014). Kamenný substrát je rozdělen dle velikosti částic,

kteře by prošly sítí o určité hrubosti a následně jsou vytvořeny intervaly odpovídajících kategorií pro statistické zpracování (Příloha 1; Grossman and Freeman 1987; Erös et al. 2003; Pekárik et al. 2012). Při kategorizaci substrátu je možné zaznamenávat, zda jsou velké kameny volné – nezanořené v jemnějším substrátu a mohou tak vytvářet úkryt, či jsou zanořeny v substrátu (Davey and Hawkins 2005). Zkušený pozorovatel je schopný vyhodnotit substrát toku okometricky a na základě tohoto pozorování vytvoří odpovídající kategorie (Vlach et al. 2005). Výhodou okometrického vyhodnocení substrátu je snížení disturbance zkoumaného společenstva (Riley and Ives 2006). Můžeme se setkat i se samostatným hodnocením kategorií substrátu (např. štěrky, kameny), u nichž se zaznamenává jen jejich absence či presence (Příloha 1 (b); Kováč et al. 2006).

V zásadě se rozlišují základní kategorie substrátů od nejhrubšího členění na tři kategorie: jemné usazeniny a písek, štěrky a poslední kategorií jsou kameny (Vlach et al. 2005; Kováč et al. 2006) po členění podrobnější, které rozlišuje deset substrátů a to listí, detrit, bahno, jíl, písek, štěrky, oblázky, kameny, valouny a skalní podloží (Pekárik et al. 2012). Počet i velikost intervalů jednotlivých kategorií jsou přizpůsobeny zkoumané lokalitě.

Z nastíněné problematiky je patrné, že existuje poměrně nejjednodušší metodika získávání těchto dat a ani nejsou pevně stanovené hodnoty, jež zastupují jednotlivé substráty. Dle mého názoru je vhodné pro kvalitní analýzu využít kategorizace substrátu, kde jsou všechny intervaly velikosti rozděleny v rámci jedné kategorie a není třeba vytvářet separátní měřítka jako např. Příloha 1, sloupec (b) a to z toho důvodu, že klasifikace jako např. Příloha 1, sloupec (a) je přesněji definovatelná z hlediska preferencí a navíc je využito jemnější kategorizace.

7.3. Rychlost proudu

Měření rychlosti proudu je možné udělat několika způsoby. Prvním z nich je měření, kterému předchází kalibrace na podmínky zkoumané lokality (Gorman and Karr 1978; Schlosser 1982). Ta se provádí tak, že se sledují výšky vlnek na ponořené měřce, kterou je vertikálně ponořena tyč. Měření ponořenou tyčí je založeno na tom, že v částech bez proudění se netvoří vlnky a s rostoucím proudem vytváří narážející voda do tyčky zvyšující se vlnky. Druhým krokem je měření vzdálenosti, jež plovoucí předmět urazí za jednotku času. Naměřené hodnoty se vynesou do grafu (Obr. 3), a pro další měření se již využívá jen odečítání hodnot z ponořené hůlky s měrkou. Další používanou metodou je měření času, za který urazí plovoucí předmět dráhu 5 m (Gelwick 1990; Erös et al. 2003). Ovšem tyto dvě

metody bývají kritizovány, jelikož nám ukazují pouze povrchové proudění a to se může lišit od proudění ve vodním sloupci.

K měření rychlosti proudu se v současnosti používají přístroje, které časově náročnou práci udělají za nás a poskytují méně zkreslená data [např. Global Flow Probe od Global Water Instrumentation, Inc., který umožňuje měření jak maximálního tak průměrného proudění; Pekárik et al. (2012) nebo Eijkelkamp model 2030R s propelerem; Kováč et al. (2006)]. K zjištění hodnot se proudění měří 5 cm nad dnem

(Pekárik et al. 2012) nebo v 0,4 násobku hloubky v měřeném bodu (Slavík et al. 2005) či ve středu vodního sloupce (Riley and Ives 2006).

U rychlosti proudu je sledována maximální rychlost proudění jako jeden sledovaný parametr a průměrné proudění jako druhý parametr (Pekárik et al. 2012).

Faktorem, který zásadním způsobem ovlivňuje vodní režim v toku a tím pádem i hloubku, jsou srážky, a proto jsou sledovány i při zjišťování habitatových preferencí ryb (Schlosser 1982; Erös et al. 2003).

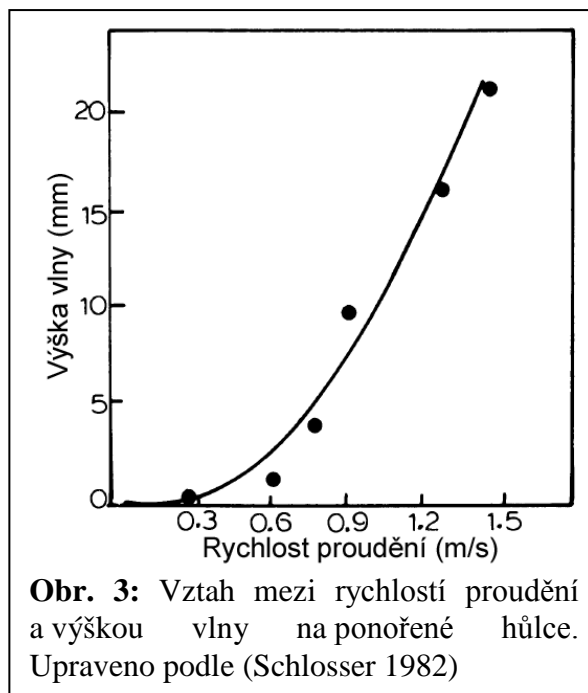
Měření rychlosti proudu pomocí přístrojů je v současnosti je nejvhodnější způsob měření proudu a to kvůli snížení experimentální chyby.

7.4. Klasifikace úkrytů

Některé úkryty jsou často uváděny v nominálním měřítku a jiné jako procentuální zastoupení na sledovaném bodu (Kováč et al. 2006; Humpl and Pivnička 2006).

Setkáváme se s rozličným hodnocením úkrytů: (1) chybějící úkryt, (2) substrát, (3) kameny, (4) dřevo, (5) kořeny, (6) břeh, (7) vegetace a (8) odpad (Pekárik et al. 2012), rozlišení na čtyři kategorie a to (1) podemletý břeh s obnaženými kořeny, (2) ponořené stromy či větve, (3) kamenné úkryty a (4) balvany (Vlach et al. 2005) nebo se můžeme setkat se třemi kategoriemi úkrytu a to (1) balvany s podemletými břehy, (2) pouze podemleté břehy a (3) bez úkrytu (Humpl and Pivnička 2006).

Za úkryt je považován i stín tvořený například převislými větvemi, který poskytuje rybám útočiště zejména před ptačími predátory. Tak Kováč et al. (2006) krom jiných úkrytů



zjišťuje i procento zastínění sledované lokality převislými větvemi. Kategorie pro zastínění příbřežní vegetací jsou závislé na šířce toku. Například Vlach et al. (2005) vytvořil pro průměrně 3 m široký tok čtyři kategorie zastínění a to 0-25 %; 25-50 %; 50-75 % a 75-100 % zatímco Kováč et al. (2006) rozdělil kategorie pro průměrně 6 m široký tok na: plně osluněný, 1-33 % zastíněno, 34-66 % zastíněno a 67 % zastíněno. Jakou úkryt jsou hodnoceny i zpětné víry, a tak se zaznamenává jejich absence či presence (Kováč et al. 2006).

7.5. Vzdálenost od břehu

Tato veličina nám udává, v jaké vzdálenosti od břehu se zkoumaný druh ryby vyskytuje v toku, zda preferuje břehové partie či hlavní proudnici toku (Kováč et al. 2006; Pekárik et al. 2012).

Vzdálenost mezi lovištěm a břehem je měřena s přesností 0,5 m a to samé platí i pro šířku koryta (Pekárik et al. 2012). Ale samotný parametr vzdálenosti od břehu, jenž je dále zahrnut do analýz, je vyjádřen jako relativní veličina vyjádřená v procentech a to jako poměr vzdálenosti loveného bodu od břehu ku šířce koryta (Pekárik et al. 2012). Tento parametr se převádí do ordinálního měřítka a vytváří tak tři kategorie (s kódy 1 – 3): 0-15 %, 15-35 % a 35–50 %.

Můžeme se setkat i s využitím absolutních hodnot vzdáleností od břehu, které jsou posléze převedeny do ordinálního měřítka. Kováč et al. (2006) takto vytvořil čtyři kategorie, jež zastupovali vzdálenosti <1,0; 1,0–2,0; 2,1–3,0; $\geq 3,1$ m.

Daněk et al. 2008 sledoval závislost šířky koryta na abundanci vranky obecné, ale tuto závislost si vysvětloval jako ovlivnění vzdáleností od břehu. Průměrnou šířku toku lze charakterizovat třemi měřeními a to na začátku, uprostřed a na konci zkoumané části (Humpl and Pivnička 2006).

Pro budoucí sledování parametru vzdálenosti od břehu, je dle mého názoru vhodnější využívat metodu využitou Pekárikem et al. (2012) z důvodu větší vypovídající hodnoty toho, kterou část toku ryba preferuje (břehové partie či hlavní proudnici) nehledě na proměnlivosti šířky toku.

7.6. Vzdálenost od ústí toku

Jelikož malé vodní toky se častěji někam vlévají, než že by měli vlastní přítoky, tak je vhodné sledovat tento parametr a to hlavně z důvodu protiproudění migrace ryb (Vlach et al. 2005), klesající diverzity směrem k pramenu (krom tůní; Erös and Grossman 2005b)

a s tím spojenou změnou společenstev (Humpl and Pivnička 2006). Nejčastěji je tento parametr udáván v kilometrech.

Tento parametr nemusíme sledovat na lokalitě, pokud známe místa odlovů, jelikož jsou zpětně dohledatelná na mapě (Humpl and Pivnička 2006).

7.7. Spád toku a svažitost břehu

Spád toku je sledován zejména při zkoumání na úrovni makrohabitatu (Takács et al. 2008; Pekárik et al. 2011; Macura and Škrinár 2012) a má zásadní vliv na další parametry habitatu jako je hloubka či rychlost proudění a tím spojená velikost substrátu (Chow 1959). Tato veličina se dá zjistit z mapy a toho je využíváno (Slavík et al. 2005).

Avšak Humpl a Pivnička 2006 uvádí, že tento parametr nemá na společenstva signifikantní vliv.

Kováč et al. 2006 hodnotil svažitost břehu a to tak, že dopočítal vzdálenost od břehu a hloubku ve sledovaném bodě (vzdálenost/hloubka) a výsledné hodnoty rozdělil do intervalů $<0,25$, $0,25 - 0,5$, $>0,5$.

7.8. Další sledované parametry

Mezi další sledované parametry patří morfologie toku, využití okolní krajiny (Humpl and Pivnička 2006). Morfologie toku se dá rozčlenit na (1) přirozené koryto, (2) koryto s opevněnými břehy a (3) regulované koryto. Využití okolní krajiny se v chráněných územích člení na (1) stálé travnaté plochy, (2) travnaté plochy se stromy a (3) les.

8. Vyhodnocování získaných dat

V následující kapitole bude představen pouze malý výběr využívaných metod k analýze získaných dat, jelikož představení všech by přesáhlo obsahovou i formální stránku této práce.

8.1. Zjištění abundance a biomasy

Získaná data z odlovů bývají podhodnocená, jelikož není téměř možné, aby byly všechny ryby odloveny. Proto se často používá různých korekcí, které nám odhad abundance upřesní. Takovým příkladem je Leslie-Davisova metoda (Leslie 1939). Ta spočívá v nanesení počtu ryb v jednotlivých po sobě jdoucích odlovech do grafu oproti kumulativním hodnotám a tam, kde protne výsledná přímka osu x , je odhad výsledné abundance. Tato metoda se využívá i ke zjištění biomasy (Vlach et al. 2005).

Abundanci můžeme vyjádřit jako počet ryb na jednotku plochy a to tak, že odlovený počet ryb vydělíme rozlohou prolovené oblasti (Erös and Grossman 2005a). Při lovu metodou PASE se vyjadřuje průměrná abundance vztažená k prolovenému bodu (Pekárik et al. 2012). Biomasa se vyjadřuje v kilogramech na hektar [$\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$].

Ze zjištěné biomasy by se nemělo vycházet při ochranářském managementu, jelikož zkresluje data o abundanci či diverzitě v podmínkách malých vodních toků. Tůně totiž bývají často osidlovány velkými jedinci vzácných druhů, takže pozorovaná vysoká biomasa odpovídá nízkému počtu jedinců i druhů (Erös and Grossman 2005b).

8.2. Index diverzity

Index diverzity je nejčastěji počítán jako Shannon – Wienerův neboli H index. Ten má vzorec $H = -\sum P_i \times \ln P_i$ kde $P_i = \frac{N_i}{N}$ jako proporce i tého druhu (P_i) vypočtená z jeho četnosti (N_i) na celkové četnosti N .

Shannon – Wiener index může být spočítán pro každý environmentální faktor zvlášť či jako kombinace vícero faktorů a na základě toho se dá testovat, která z kombinací je nejlepší prediktor diverzity (Gorman and Karr 1978).

Tento index má široké spektrum využití a může se použít i pro určení diverzity substrátu ve zkoumaném habitatu (Erös and Grossman 2005b).

8.3. Index elektivity (Electivity index)

Tohoto indexu se využívá k vyhodnocení habitatové preference a vypočítává se jako rozdíl mezi očekávanou a aktuální zjištěnou frekvencí výskytu v habitatu, který je součástí

environmentálních proměnných. Pro výpočet habitatové elektivity se používá Jakobsova modifikace (Jacobs 1974) Ivlevova indexu elektivity. Index elektivity se spočítá dle vzorce $D = \frac{(r-p)}{(r+p-2rp)}$; kde D – je index elektivity, r – je četnost jedinců nalezených v daném prostředí a p je četnost dané kategorie prostředí ve všech mikrohabititech. Tento index nabývá hodnot -1 až +1 a to tak, že -1 znamená úplné vyhýbání se a +1 znamená absolutní preference.

Tyto frekvence poté mohou být pro jednotlivé druhy ryb porovnány např. Fisherovým exaktním testem (Vlach et al. 2005). Pro druhy ryb, jež jsou přítomné na všech habitatech tudíž jejich frekvence výskytu je $f=1$ se index elektivity nevypočítává (Vlach et al. 2005).

8.4. Evropský fishindex - European Fish Index (EFI)

Fish index je v této práci zahrnut pro svoji vzrůstající důležitost. Tento index využívá typických nároků na prostředí každého z druhů ryb, a proto je využíván k vyhodnocování vlivu činnosti člověka nejen na samotné ryby jako organismy, ale i na prostředí ve kterém ryby žijí (The FAME project group 2005). Jde o škálu 1 až 5, ve které 1 odpovídá toku v maximálním dobrém stavu a naopak 5 odpovídá toku ve špatném stavu. Tato škála je získaná z pěti intervalů 0 až 1, které jsou utvořeny z pravděpodobností výskytu jednotlivých ekologických skupin ryb (potravní guildy: omnivorní a insektivorní; reprodukční guildy: denzita fytofilů, relativní abundance litofilů; fyzikální charakteristika habitatu určená benthickými a reofilními druhy; tolerance: podíl tolerantních a netolerantních druhů; migrace: diadromní a potamodromní) na dané lokalitě.

EFI je aplikovatelný zejména na malé vodní toky. Na velké vodní toky nebyl v takové míře testován. Vzhledem k tomu, že využívá data pouze z jednoho odlovu elektrickým agregátem, tak získaná data slouží čistě ke zjištění diverzity.

EFI byl vytvořen na základě dat získaných ze zemí především západní Evropy, a proto vyvstává otázka, jak dalece je uplatnitelný na naše území. Situace je taková, že na našem území je uplatnitelný pouze pro úmoří severního a baltského moře, tedy pro povodí Labe a Odry.

8.5. Statistické zpracování

8.5.1. Příprava a transformace získaných dat

Transformace dat využíváme u spojitých veličin, pokud získané hodnoty nesplňují předpoklady (např. o normálním rozdělení). Transformace by měla zajistit lepší splnění předpokladů.

Ještě než se vůbec přejde ke statistickému zpracování výsledků, je nutné zajistit, aby hodnoty měli normální rozdělení (pokud to daný test vyžaduje). Pokud hodnoty nemají normální rozdělení, tak se spojité veličiny transformují přirozeným logaritmem (\ln) nebo logaritmem dekadickým [\log_{10} ; případně $\log(x+1)$] (Rahel and Hubert 1991; Erös and Grossman 2005a; Humpl and Pivnička 2006) a veličiny vyjádřené v procentech (avšak vyjádřeny v intervalu mezi 0 – 1) se transformují jako $\sqrt{\arcsin}$ (Grossman and Freeman 1987; Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a). Pokud ani po transformaci hodnot nemají hodnoty normální rozdělení, musíme použít neparametrické testy.

Pro zajištění dostatečně robustních a dobře interpretovatelných dat je vhodné všechna získaná data podrobit jedné analýze a to tak, že z našich dat vytvoříme několik málo matic (Pekárik et al. 2012). Například máme-li data z 13 habitatů a ty jsme vzorkovali čtyřikrát, tak vzniklý dataset (matice) bude obsahovat 52 řádků (Erös et al. 2003). Pokud máme více měření charakteristik, například z jednoho makrohabitatu, je vhodné z těchto dat získat průměr a tím získáme obecnou charakteristiku makrohabitatu (Erös and Grossman 2005a). V případě, že je třeba vyloučit některou z environmentálních proměnných z důvodů její možné redundance, jsou všechny faktory podrobeny korelační analýze s využitím Spearmanova korelačního koeficientu a pouze faktory s $r_s < 0,3$ ($\alpha = 0,05$) jsou dále používány (Humpl and Pivnička 2006).

8.5.2. Používané statistické testy

Mezi velice dobré nástroje k zjištění vztahů mezi jednotlivými druhy a vztahy mezi druhy a stanovištěm jsou nepřímé i přímé mnohorozměrné statistické metody (např. PCA, CA, CCA, RDA; Jongman et al. 2002).

PCA – analýza hlavních komponent (Principal component analysis)

PCA je neomezenou lineární metodou a rozděluje nám matici korelací na soubor pravouhlých ordinačních os nazývaných hlavní komponenty. Několik málo prvních komponent často vysvětluje velkou část variability (většinou první dvě až tři komponenty PC1 – PC3). Jednotlivé faktory jsou potom zobrazeny v grafu jako šipky, které mezi sebou svírají úhel odpovídající síle jejich korelace.

Tohoto testu je využíváno k porovnání struktur makrohabitatů, jež nejsou kategorizovány a zůstávají tak jako spojité veličiny (Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005a). Při použití této metody se většinou interpretují hodnoty, jež přesáhnou hodnotu eigenvalue > 1 (Grossman and Freeman 1987; Erös and Grossman 2005a).

CA – korespondenční analýza (Cluster analysis)

Korespondenční analýza nám řadí ekologické jednotky (např. jednotlivé druhy) do jednotlivých skupin na základě jejich mnohorozměrných vztahů. Tento test funguje tak, že předem definovaným způsobem stanoví podobnost mezi ekologickými jednotkami (jako jsou lokality) a následně je podle toho seskupí. Shluk je potom skupina objektů, jejichž vzdálenost (a tím nepodobnost) je menší než nepodobnost, kterou mají objekty, které do tohoto shluku nepatří.

Takže nám tento test pomáhá např. k rozřazení rybích společenstev k jednotlivým habitatům či ke zjištění vlivu environmentálních charakteristik na rybí společenstva (Braak 1985; Erös et al. 2003; Erös and Grossman 2005b). Tato analýza je o něco robustnější než PCA k nelineárním odpovědím společenstev k ekologickým gradientům (Braak 1985).

CCA – kanonická korespondenční analýza (Canonical correspondence analysis)

CCA je omezenou metodou váženého průměrování. Omezenou proto, že může posuzovat pouze ty gradienty korelované s environmentálními faktory, které jsme schopni změřit. Cílem této metody je z velkého souboru znaků získat malý počet kanonických proměnných (lineárních kombinací původních znaků), které ukazují korelace mezi původními skupinami znaků. K určení průkaznosti ordinačních os, jež nám poskytne CCA, se využívá Monte Carlo permutačního testu (Lepš and Šmilauer 2003).

CCA se využívá k zjištění vlivu environmentálních faktorů na společenstva ryb (Humpl and Pivnička 2006) a je nejvhodnější metodou pro vyhodnocování PASE (Copp 2010).

RDA – redundanční analýza (Redundancy analysis)

Jedná se o přímou analýzu, která hledá největší gradienty v druhových datech, jež jsou korelovány se zvolenými prediktory. Grafy RDA se interpretují podobně jako ty, jež nám poskytne PCA. Druhy i prediktory jsou znázorněny šipkami, jejichž velikost určuje hodnoty proměnné. Opět zde platí, že úhel mezi šipkami určuje korelaci a to tak, že ostrý úhel značí pozitivní a tupý úhel negativní korelaci. Pravý úhel ukazuje nekorelovanost mezi faktory.

GLM – Zobecněné lineární modely (Generalized linear models)

Pokud nejsme schopni data vhodně transformovat a nedají se použít ani neparametrické testy, tak využijeme metody zobecněných lineárních modelů (GLM). GLM zahrnuje varianty jednorozměrné i vícerozměrné regresní analýzy, analýzy rozptylu či analýzy kovariance (Lepš and Šmilauer 2003). Tyto modely umí pracovat s daty, u nichž se například vari-

ace mění s průměrem nebo s nulovými četnostmi v datech binární závislé. Obsahují dva důležité parametry, kterými jsou: transformační funkce a typ rozložení. Transformační funkce nám převádí hodnoty prediktoru na vhodné hodnoty závislé proměnné a určuje nám jeho vliv. GLM tedy pracuje s prediktory a těmi mohou být jak kvantitativní tak kvalitativní proměnné. Druhým důležitým parametrem je typ rozložení, které je dané tak, aby vystihlo vztah mezi rozptylem a očekávanou hodnotou y (binomické, Poissonovo, Gamma, exponenciální). Důležité je sledovat i devianci, jež nám ukazuje to, jak daný GLM odpovídá datům.

GLM se využívá ke zjištění, které faktory ovlivňují habitatovou preferenci (Davey and Hawkins 2005) či ke zjištění efektu mezidruhové kompetice na habitatovou preferenci (Louhi et al. 2014).

9. Závěr

V této práci jsem se pokusil shrnout parametry, jež ovlivňují habitatovou preferenci ryb v malých vodních tocích střední Evropy. Diverzitu ryb v toku nejvíce ovlivňuje vzdálenost od ústí toku (Erös and Grossman 2005b), jelikož se snižuje rychlost proudění, které umožňuje úspěšnou existenci i dalším druhům ryb. Faktor proudění je patrný i na vysoké biodiverzitě v tůních nehledě na vzdálenosti od ústí. To však platí, pokud převládá imigrace nad mortalitou (Erös and Grossman 2005b). Ryby jsou z hlediska habitatové preference nejvíce ovlivňovány substrátem (Riley and Ives 2006; Humpl and Pivnička 2006). Všeobecně platí, že environmentální charakteristiky, včetně využití okolní krajiny, určují společenstva spíš, nežli biotické faktory (Humpl and Pivnička 2006) a řada z nich v rámci velkého měřítka tvoří postupný gradient (Vannote et al. 1980; Pekárik et al. 2011). Toky modelované samovolným působením toku mají daleko komplexnější prostředí, poskytující větší množství úkrytů než toky, jež byly lidskou činností regulovány. To v důsledku znamená lepší životní prostředí pro rybí společenstva a možnost zvýšené abundance ryb v neovlivněném toku (Eklöv 1997; Golski et al. 2010).

V další části jsem se pokusil zmapovat metody používané k vyhodnocení habitatových preferencí. Je zcela zjevné, že postupem vědy a techniky se rozšiřuje paleta možností sledování (telemetrie, vizuální technika) habitatových preferencí. Ty nám poskytují nové možnosti, které snižují ovlivnění ryb během výzkumu a přináší nové a zajímavé poznatky. Před samotným získáváním dat si musíme ujasnit, kterým statistickým testem budeme vyhodnocovat naše data, jelikož to určí způsob jejich získávání. Data dostáváme sledováním rybích společenstev (kap. 4.), k čemuž se využívá elektrolovu (PASE či multiple pass), či novějších způsobů jako je telemetrické sledování nebo pořizování záznamů kamerami. Velký zřetel by měl být kladen na měření a vyhodnocování substrátu jako zásadního preferenčního faktoru. Všechny velikostní intervaly substrátu je lepší rozřadit do jedné jemněji členěné škály, než vytvářet samostatné kategorie, u nichž se zaznamenává pouze prezence. Rychlost proudu je vhodnější měřit přístroji, což ušetří čas a poskytne data s menší chybou. Je-li měřena vzdálenost od břehu, je lepší využít relativních než absolutních vzdáleností, které nám poskytnou lépe interpretovatelné výsledky. Vynechávat z analýz body, na nichž nebyly uloveny žádné ryby, není dle mého názoru správné řešení, neboť i to nám poskytne informaci o habitatech, jimž se ryby vyhýbají. Pro statistické zpracování se tyto prázdné body mohou vyplnit fiktivním druhem (kap. 4.1.1.; Dobešová 2006).

Během studia odborné literatury jsem nenarazil na studii, která by zkoumala rozdíl v habitatových preferencích mezi pohlavími téhož druhu u běžných říčních druhů ryb (kromě lososa). Myslím si, že by mohlo být zajímavé se do budoucna zaměřit i na tuto oblast, která by mohla přinést nové pozoruhodné výsledky.

Z nastíněné problematiky je zřejmé, že metodika využívaná k zjišťování habitatových preferencí ryb v malých vodních tocích střední Evropy je značně nejednotná a téměř každý z autorů používá jinou metodu, což ztěžuje porovnávání výsledků. Měla by se vytvořit jednotná metodika pro stejné typy vod (geograficky a typologicky), čímž by byly získávány porovnatelné výsledky. Ačkoliv existují ucelené metodické postupy (IFIM, PHABISM, HSI) několik desetiletí, stále se nepodařilo nalézt optimální interdisciplinární syntézu a tím optimalizaci této problematiky (Petts 2009), avšak tlak na rozřešení této problematiky je velký přihlédneme-li k direktivě Evropské unie (Evropská rámcová směrnice o vodách 2000/60/ES), která má za cíl do roku 2015 uvést povrchové vody členských států do dobrého ekologického (z hlediska chemického i biologického) stavu.

10. Seznam citované literatury:

- 2000/60/ES.** Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- BALDIGO, B. P., 2005.** Stream acidification and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 62, pp. 1168–1183.
- BALON, E. K., 1975.** Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. vol. 32, pp. 821–864.
- BLANCK, A., P. TEDESCO and N. LAMOUREUX, 2007.** Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater Biology*. 5., vol. 52, no. 5, pp. 843–859. ISSN 0046-5070.
- BOZEK, M. A. and F. J. RAHEL, 1991.** Comparison of streamside visual counts to electrofishing estimates of Colorado River cutthroat trout fry and adults. *North American Journal of Fisheries Management*. vol. 11, pp. 38–42.
- BRAAK, C.J.F. ter, 1985.** Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics*. vol. 41, no. 4, pp. 859–873.
- BREMSET, G. and O. K. BERG, 1999.** Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. *Animal behaviour*. 11., vol. 58, no. 5, pp. 1047–1059. ISSN 0003-3472.
- COPP, G. H., 2010.** Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries*. 29.12., vol. 11, no. 4, pp. 439–460. ISSN 14672960.
- COPP, G. H. and P. GARNER, 1995.** Evaluating the microhabitat use of fresh-water fish larvae and juveniles with point abundance sampling by electrofishing. *Folia Zoologica*. vol. 42, pp. 145–158.
- COPP, G. H. and M. PEŇÁZ, 1988.** Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*. vol. 169, pp. 209–224.
- COPP, G. H. and L. VILIZZI, 2004.** Spatial and ontogenetic variability in the microhabitat use of stream-dwelling spined loach (*Cobitis taenia*) and stone loach (*Barbatula barbatula*). *Journal of Applied Ichthyology*. vol. 20, no. 2004, pp. 440–451.
- DANĚK, T., 2008.** *Preference mikrohabitatu rybích druhů v prostředí malých vodních toků*, Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.
- DANĚK, T., J. DUŠEK, P. MORAVEC and M. ŠVÁTORA, 2008.** Fish species microhabitat preferences in small streams. In: *XI. Česká ichtyologická konference*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, p. 44–51.
- DAVEY, A. J. H. and S. J. HAWKINS, 2005.** Size dependent microhabitat use and intraspecific competition in *Cottus gobio*. *Journal of Fish Biology*. vol. 67, pp. 428–443.
- DOBEŠOVÁ, L., 2006.** *Analýza stanovištních preferencí obojživelníků v severovýchodní části okresu Třebíč*, Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.
- DYK, V., 1958.** Studie o letních stanovištích některých ryb v řece Moravici. *Přírodovědný sborník Ostravského kraje*. vol. 3, pp. 396–408.
- EKLÖV, P., 1997.** Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 54, pp. 1520–1531.
- ERÖS, T., Z. BOTTA-DUKÁT and G. D. GROSSMAN, 2003.** Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream – a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish*. vol. 12, pp. 141–150.

- ERÖS, T. and G. D. GROSSMAN, 2005a.** Effects of within-patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish.* 9., vol. 14, no. 3, pp. 256–266.
- ERÖS, T. and G. D. GROSSMAN, 2005b.** Fish biodiversity in two Hungarian streams: a landscape-based approach. *Archiv für Hydrobiologie.* 1.1., vol. 162, no. 1, pp. 53–71. ISSN 00039136.
- ERÖS, T., P. SÁLY, P. TAKÁCS, A. SPECZIÁR and P. BÍRÓ, 2012.** Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization - stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology.* 17.9., vol. 57, no. 9, pp. 1914–1928.
- FINSTAD, A. G., T. FORSETH, B. JONSSON, E. BELLIER, T. HESTHAGEN, A. J. JENSEN, D. O. HESSEN and A. FOLDVIK, 2011.** Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. *Global Change Biology.* 2.4., vol. 17, no. 4, pp. 1703–1711. ISSN 13541013.
- FISCHER, P., 2000.** An experimental test of metabolic and behavioural responses of benthic fish species to different types of substrate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* vol. 57, pp. 2336–2344.
- FRIČ, A., 1872.** Die Wirbelthiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bister in Böhmen beobachtene Säugethiere, Vögel, Amphibien and Fischer. *Archiv für die naturwiss. Landesdurchforschung von Böhmen.* vol. 2, pp. 1–52.
- GELWICK, F. P., 1990.** Longitudinal and temporal comparisons of riffle and pool fish assemblages in a northeastern Oklahoma Ozark stream. *Copeia.* vol. 1990, no. 4, pp. 1072–1082.
- GOLSKI, J., A. PRZYBYŁ, J. MAZURKIEWICZ, W. ANDRZEJEWSKI and J. TRAWIŃSKI, 2010.** Habitat variability and fish species structure in the Kończak stream. *Oceanological and Hydrobiological Studies.* vol. 39, no. 4, pp. 83–98.
- GORMAN, O. T. and J. R. KARR, 1978.** Habitat structure and stream fish communities. *Ecology.* vol. 59, no. 3, pp. 507–515.
- GOSSELIN, M. P., G. E. PETTS and I. P. MADDOCK, 2010.** Mesohabitat use by bullhead (*Cottus gobio*). *Hydrobiologia.* vol. 652, no. 1, pp. 299–310.
- GROSSMAN, G. D. and M. C. FREEMAN, 1987.** Microhabitat use in a stream fish assemblage. *Journal of Zoology.* vol. 212, pp. 151–176.
- GUSTAFSSON, P., L. A. GREENBERG and E. BERGMAN, 2012.** The influence of large wood on brown trout (*Salmo trutta*) behaviour and surface foraging. *Freshwater Biology.* 21.5., vol. 57, pp. 1050–1059.
- HARVEY, B. C., 1991.** Interactions among stream fishes: predator-induced habitat shifts and larval survival. *Oecologia.* vol. 87, no. 1, pp. 29–36.
- HILL, T. D. and D. W. WILLIS, 1994.** Influence of Water Conductivity on Pulsed AC and Pulsed DC Electrofishing Catch Rates for Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management.* 2., vol. 14, no. 1, pp. 202–207.
- HUMPL, M. and S. LUSK, 2006.** Effect of multiple electro-fishing on determining the structure of fish communities in small streams. *Folia Zoologica.* vol. 55, no. 3, pp. 315–322.
- HUMPL, M. and K. PIVNIČKA, 2006.** Fish assemblages as influenced by environmental factors in streams in protected areas of the Czech Republic. *Ecology of Freshwater Fish.* 3., vol. 15, no. 1, pp. 96–103. ISSN 0906-6691.
- HUŠEK, J., 2010.** Vliv vybraných parametrů vod na morfologii žaber sivena amerického a strukturu ichthyofauny Jizerských hor, Diplomový práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.
- CHOW, V. T., 1959.** *Open Chanell Hydraulics.* New York: McGraw-Hill.
- JACOBS, J., 1974.** Quantitative Measurement of Food Selection: a Modification of the Forage Ratio and Ivlev 's Electivity Index. *Oecologia.* vol. 14, no. 4, pp. 413–417.

- JÄHNIG, S. C., A. W. LORENZ, R. R. C. LORENZ and J. KAIL, 2012.** a comparison of habitat diversity and interannual habitat dynamics in actively and passively restored mountain rivers of Germany. *Hydrobiologia*. 20.9., vol. 712, pp. 89–104. ISSN 0018-8158.
- JANÁČ, M. and P. JURAJDA, 2011.** Mortality induced by electrofishing and handling in five young-of-the-year cyprinids: effect of the fish size, species and anode size. *Journal of Applied Ichthyology*. 18.8., vol. 27, no. 4, pp. 990–994. ISSN 01758659.
- JEPSEN, N. and C. SCHRECK, 2005.** A brief discussion on the 2% tag/bodymass rule of thumb. *Aquatic telemetry: advances and applications*. pp. 255–259.
- JONGMAN, R.H.G., C.J.F. TER BRAAK and O.F.R. TONGEREN, 2002.** *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. ISBN 0-521-47574-0.
- JURAJDA, P., O. SLAVÍK and Z. ADÁMEK, 2006.** Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev tekoucích vod. *VÚV TGM*. p. 10 pp.
- JURAJDA, P., O. SLAVÍK, S. WHITE and Z. ADÁMEK, 2010.** Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia*. 9.2., vol. 644, no. 1, pp. 89–101. ISSN 0018-8158.
- KNAEPKENS, G., 2002.** The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). *Ecology of Freshwater Fish*. vol. 11, pp. 203–206.
- KOVÁČ, V., G. H. COPP and M. P. FRANCIS, 1999.** Morphometry of the stone loach, *Barbatula barbatula*: do mensural characters reflect the species' life history thresholds? *Environmental Biology of Fishes*. vol. 56, pp. 105–115.
- KOVÁČ, V., S. KATINA, G. H. COPP and S. SIRYOVÁ, 2006.** Ontogenetic variability in external morphology and microhabitat use of spiralin *Alburnoides bipunctatus* from the River Rudava (Danube catchment). *Journal of fish biology*. vol. 68, pp. 1257–1270.
- KRUMBEIN, W. C., 1936.** Application of logarithmic moments to size frequency distributions of sediments. *Journal of Sedimentary Research*. vol. 6, no. 1, pp. 35–47.
- LABONNE, J., S. ALLOUCHE and P. GAUDIN, 2003.** Use of a generalised linear model to test habitat preferences: the example of *Zingel asper*, an endemic endangered percoid of the River Rhone. *Freshwater Biology*. vol. 48, pp. 687–697.
- LAMOUREUX, N., N. L. R. POFF and P. L. ANGERMEIER, 2002.** Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*. vol. 83, no. 7, pp. 1792–1807.
- LANGFORD, T. E. L., J. LANGFORD and S. J. HAWKINS, 2012.** Conflicting effects of woody debris on stream fish populations: implications for management. *Freshwater Biology*. 26.5., vol. 57, no. 5, pp. 1096–1111. ISSN 00465070.
- LEGALLE, M., S. MASTRORILLO, F. SANTOUL and R. CÉRÉGHINO, 2005.** Ontogenetic Microhabitat Shifts in the Bullhead, *Cottus gobio* L., in a Fast Flowing Stream. *International Review of Hydrobiology*. 6., vol. 90, no. 3, pp. 310–321. ISSN 1434-2944.
- LEPŠ, Jan and Petr ŠMILAUER, 2003.** *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-89108-0.
- LESLIE, P. H., 1939.** An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. Animal Ecol.* vol. 8, no. 1, pp. 94–113.
- LIEFFERINGE, C. V. and P. SEEUWS, 2005.** Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *Journal of fish Biology*. vol. 67, pp. 897–909.
- LOUHI, P., A. MÄKI-PETÄYS, A. HUUSKO and T. MUOTKA, 2014.** Resource use by juvenile brown trout and Alpine bullhead: influence of interspecific versus intraspecific competition. *Ecology of Freshwater Fish*. 31.4., vol. 23, no. 2, pp. 234–243. ISSN 09066691.

- MACKENZIE, A. R. and L. GREENBERG, 1998.** The influence of instream cover and predation risk on microhabitat selection of stone loach *Barbatula barbatula* (L.). *Ecology of Freshwater Fish.* vol. 7, pp. 87–94.
- MACURA, V. and A. ŠKRINÁR, 2012.** Influence of the morphological and hydraulic characteristics of mountain streams on fish habitat suitability curves. *River Research and* vol. 28, pp. 1161–1178.
- MAGOULICK, D. D., 2004.** Effects of Predation Risk on Habitat Selection by Water Column Fish, Benthic Fish and Crayfish in Stream Pools. *Hydrobiologia.* 10., vol. 527, no. 1, pp. 209–221.
- MUSETH, J. and R. BORGSTRØM, 2003.** Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows. *Journal of Fish Biology.* vol. 62, pp. 692–705.
- PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT, J. M. DEAN and J. C. SEIGLE, 2000.** Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. *Ecological Engineering.* 9., vol. 15, pp. S171–S187.
- PEKÁRIK, L., J. KOŠČO and M. ŠVÁTORA, 2012.** Reference conditions for fish microhabitat use in foothill streams: a case study on undisrupted carpathian streams. *River Research and Applications.* vol. 28, pp. 369–376.
- PEKÁRIK, L., M. ŠVÁTORA, J. ČERNÝ and J. KOŠČO, 2011.** Longitudinal structure of fish assemblages in a minimally disrupted stream. *Biologia.* 8.8., vol. 66, no. 5, pp. 886–892..
- PETERSEN, C. G. J., 1892.** Fiskensbiologiske forhold i Holboek Fjord. *Beret. Danske Biologisk Station.* vols. 1890-1891, pp. 121–183.
- PETERSON, J. T., 2004.** An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society.* vol. 133, pp. 462–475.
- PETRŮVALSKÝ, J., 2007.** *Preference stanovišť a aktivita pstruha obecného a sivena amerického v malých tocích Jizerských hor s použitím radio-telemetrie*, Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.
- PETTS, G. E., 2009.** Instream Flow Science for Sustainable River Managment. *Journal of the American Water Resources Association.* 10., vol. 45, no. 5, pp. 1071–1086. ISSN 1093474X.
- RAHEL, F. J. and W. HUBERT, 1991.** Fish Assemblages and Habitat Gradients in a Rocky Mountain–Great Plains Stream: Biotic Zonation and Additive Patterns of Community Change. *Transactions of the American Fisheries Society.* 5., vol. 120, no. 3, pp. 319–332. ISSN 0002-8487.
- RANDÁK, T, J TUREK, J KOLÁŘOVÁ, M KOCOUR, R HANÁK, J VELÍŠEK and V ŽLÁBEK, 2009.** *Technologie chovu pstruha obecného v kontrolovaných podmínkách za účelem produkce násadového materiálu pro zarybnování volných vod.* Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech.
- REICHARD, M., P. JURAJDA, A. ŠIMKOVÁ and I. MATĚJUSOVÁ, 2002.** Size-related habitat use by bitterling (*Rhodeus sericeus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish.* vol. 11, no. 2, pp. 112–122.
- REYJOL, Y., G. LOOT and S. LEK, 2005.** Estimating sampling bias when using electrofishing to catch stone loach. *Journal of fish biology.* vol. 66, pp. 589–591.
- RILEY, W. D. and M. J. IVES, 2006.** Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. *Fisheries Management and Ecology.* 8., vol. 13, no. 4, pp. 221–236. ISSN 0969-997X.
- ROSENBERGER, A. E. and J. B. DUNHAM, 2005.** Validation of abundance estimates from mark–recapture and removal techniques for rainbow trout captured by electrofishing in small streams. *North American Journal of Fisheries Managment.* vol. 25, no. 4, pp. 1–40.
- SAGNES, P. and B. STATZNER, 2009.** Hydrodynamic abilities of riverine fish: a functional link between morphology and velocity use. *Aquatic living resources.* vol. 91, pp. 79–91.

- SCHLOSSER, I. J., 1982.** Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*. vol. 52, no. 4, pp. 395–414.
- SCHOLTEN, M., 2003.** Efficiency of point abundance sampling by electro-fishing modified for short fishes. *Journal of Applied Ichthyology*. 10., vol. 19, no. 5, pp. 265–277. ISSN 0175-8659.
- SLAVÍK, O., L. BARTOŠ and D. MATTAS, 2005.** Does Stream Morphology Predict the Home Range Size in Burbot? *Environmental Biology of Fishes*. 9., vol. 74, no. 1, pp. 89–98. ISSN 0378-1909.
- TAKÁCS, P., E. CSOMA, T. ERÖS and A. SÁNDOR NAGY, 2008.** Distribution patterns and genetic variability of three stream-dwelling fish species. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. vol. 54, no. 3, pp. 289–303.
- THE FAME PROJECT GROUP, 2005.** The development of a fish-based assessment method for the ecological status of European rivers – a tool to support the implementation of the European Water Framework Directive. p. 7 pp.
- TOWNSEND, C. R. and A. G. HILDREW, 1994.** Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*. vol. 31, pp. 265–275.
- TUDORACHE, C., P. VIAENE, R. BLUST, H. VEREECKEN and G. DE BOECK, 2008.** a comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish*. 6., vol. 17, no. 2, pp. 284–291.
- VALDIMARSSON, S. K. and N. B. METCALFE, 1998.** Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology*. vol. 52, pp. 42–49.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL and C. E. CUSHING, 1980.** The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 37, pp. 130–137.
- VLACH, P., J. DUSEK, M. SVATORA and P. MORAVEC, 2005.** Fish assemblage structure, habitat and microhabitat preference of five fish species in a small stream. *Folia Zoologica*. vol. 54, no. 4, pp. 421–431.
- VLACH, P., P. MORAVEC, T. DANĚK, M. ŠVÁTORA and J. DUŠEK, 2010.** Age estimation in brown trout (*Salmo trutta* L.) by means of the scale- reading method: is this method appropriate for growth studies? In: *XIII. Česká ichtyologická konference*. Vodňany: FROV JCU, p. 20.
- WENTWORTH, C. K., 1922.** a scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*. vol. 30, no. 5, pp. 377–392.
- WERNER, E. E., J. F. GILLIAM, D. J. HALL and G. G. MITTELBACH, 1983.** An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology*. vol. 64, no. 6, pp. 1540–1548.
- WOLMAN, M. G., 1954.** a method of sampling coarse river-bed material. *Transections, American Geophysical Union*. vol. 35, no. 6, pp. 951–956.
- WORISCHKA, S., C. KOEBSCH, C. HELLMANN and C. WINKELMANN, 2012.** Habitat overlap between predatory benthic fish and their invertebrate prey in streams: the relative influence of spatial and temporal factors on predation risk. *Freshwater Biology*. 11.11., vol. 57, no. 11, pp. 2247–2261.

PŘÍLOHA I

Tabulka 1: Příklad kategorizace měřených parametrů habitatu (a) upraveno podle (Pekářík et al. 2012); (b) upraveno podle (Kováč et al. 2006)

(a)		(b)	
Proměnná habitatu	Kód	Proměnná habitatu	Kód
Substrát		Vzdálenost od břehu	
Listí (0/1)	1	<1	1
Detrit (0/1)	2	1-2	2
Bahno (<0,06 cm)	3	2,1-3	3
Jíl (<0,06 cm)	4	≥3,1	4
Písek (0,06-0,2 cm)	5	Hloubka	
Štěrk (0,2-2,0 cm)	6	<30 cm	1
Oblázky (2,0-6,0 cm)	7	30-40 cm	2
Kameny (6-30 cm)	8	41-50 cm	3
Valouny (>30 cm)	9	51-60 cm	4
Skalní podloží	10	≥61 cm	5
Druh úkrytu		Svažítost břehu	
Žádný	1	<0,25	1
Substrát	2	0,25-0,5	2
Kameny	3	>0,5	3
Dřevo	4	Štěrk	
Kořeny	5	Absence	1
Břeh	6	Presence	2
Vegetace	7	Kameny	
Odpad	8	Absence	1
Vzdálenost od břehu [%]		Presence	2
0-15	1	Převíslá vegetace	
15-35	2	Absence	1
35-50	3	Presence	2
Hloubka [cm]		Dřevní hmota, detrit a kořeny	
0-10	1	Absence	1
10-20	2	0,1-0,25	2
20-30	3	0,25-0,5	3
30-40	4	>0,5	4
>40	5	Zpětné víry	
Maximální rychlost proudu [$\text{m} \times \text{s}^{-1}$]		Absence	1
0	1	Presence	2
0,01-0,25	2	Zastínění	
0,26-0,50	3	Bez zastínění	1
0,51-0,75	4	1-33 % proloveného bodu	2
0,75-1,00	5	34-66 % proloveného bodu	3
>1,00	6	≥66 % proloveného bodu	4
Průměrná rychlost proudu [$\text{m} \times \text{s}^{-1}$]		Rychlost proudu	
0	1	Žádný ($0 \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$)	1
0,01-0,25	2	Slabý ($0,1-2,5 \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$)	2
0,26-0,50	3	Střední ($2,51-5 \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$)	3
0,51-0,75	4	Silný ($5,01-10 \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$)	4
0,75-1,00	5	Velmi silný ($>10,1 \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$)	5
>1,00	6		

FORMULÁŘ

OSTATNÍ DRUHY

č.4

OSTATNÍ DRUHY RYB A MĚKULÍ

Délka těla
(*Lc v mm*)

< 25

25-50

50-100

100-150

150-200

200-250

250-300

300-350

350-400

400 <

Celkem
odloveno (*ks*)

0

0

0

0

0

0

0

0

0

0

OSTATNÍ DRUHY RYB A MĚKULÍ

Délka těla
(*Lc v mm*)

< 25

25-50

50-100

100-150

150-200

200-250

250-300

300-350

350-400

400 <

Celkem
odloveno (*ks*)

0

0

0

0

0

0

0

0

0

0

POZNAMKY:

PŘÍLOHA II: Ukázka formulářů využívaných při zkoumání společenstev ryb v terénu. Poskytnutý organizací Daphne ČR. Součástí formulářů jsou dále fotografie prolovovaných úseků a mapa lokality.